

**Universität Koblenz-Landau,
Campus Landau
Lehrereinheit Biologie**

**Die Meiofauna des Interstitials und Grundwassers als
Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen
im Bereich einer Uferfiltrationsanlage**

**Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften,
Fachbereich 7: Natur- und Umweltwissenschaften,
Universität Koblenz-Landau**

vorgelegt von:

Diplom-Geograph Sven Berkhoff

Tag der mündlichen Prüfung: 11.01.2010

1. Berichterstatter: Dr. habil. H. J. Hahn, Univ. Koblenz-Landau, Campus Landau
2. Berichterstatter: Prof. Dr. E. Friedrich, Univ. Koblenz-Landau, Campus Landau

Abkürzungsverzeichnis:

a	Jahre
[Alluv. GW]	Alluviales Grundwasser (hydrologische und ökologische Gruppe)
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
BP	Before present (vor heute, Bezugsjahr: 1950)
d	Tage
DA	Diskriminanzanalyse
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved organic carbon)
EC	Elektrische Leitfähigkeit (Electric Conductivity)
GFI	Grundwasser-Fauna-Index
GW-Stand	Grundwasserflurabstand
H-Test	Kruskal-Wallis-Test
Hydrol. Gruppen	Hydrologische Gruppen
ka	1000 Jahre
[landseitiges GW]	landseitiges Grundwasser (hydrologische / ökologische Gruppe)
MDS	Multidimensionale Skalierung
n	Anzahl Fälle
Ökol. Gruppen	Ökologische Gruppen
[OW Rhein]	Oberflächenwasser des Rheins (hydrologische Gruppe)
p	Irrtumswahrscheinlichkeit beim Signifikanztest (lat.: probabilitas)
PC	Hauptkomponentenachse (Principal component)
PCA	Hauptkomponentenanalyse (Principal components analysis)
SAK _{254nm}	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm
SD	Standardabweichung (Standard deviation)
U-Test	Mann-Whitney-Test

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Untersuchungsgebiet	7
2.1	Geographische Lage	7
2.2	Geologie und Geomorphologie.....	8
2.3	Klima	14
2.4	Hydrologie	15
2.5	Beschreibung des Untersuchungsstandortes	17
3	Material und Methoden	26
3.1	Erfassung der hydrochemischen Parameter	26
3.2	Faunistische Probennahme	28
3.3	Statistische Analyse der Daten.....	31
3.3.1	Statistische Analyse der physikochemischen Daten.....	32
3.3.2	Statistische Analyse der faunistischen Daten	35
3.3.3	Grundwasserfauna-Index (GFI).....	37
4	Ergebnisse	40
4.1	Physikochemische Analysen	40
4.1.1	Grundwasserstände und Abfluss des Rheins.....	40
4.1.2	Physikochemische Analyse aller Pegel	41
4.1.3	Physikochemische Analyse der Pegelreihen A, B und C.....	60
4.2	Faunistische Ergebnisse	85

4.2.1	Die vorkommenden Arten und Angaben zu ihrer Ökologie.....	88
4.2.2	Räumliche Analyse der Fauna für alle Pegel.....	94
4.2.3	Grundwasser-Fauna-Index für alle Pegel	108
4.2.4	Räumliche Analyse der Fauna für die Pegelreihen A, B, C	111
4.2.5	Grundwasser-Fauna-Index für die Pegelreihen A, B, C.....	121
4.2.6	Zeitliche Analyse der Fauna	123
5	Diskussion	127
5.1	Physikochemische Analysen	127
5.1.1	Physikochemische Analyse aller Pegel	142
5.1.2	Physikochemische Analyse der Pegelreihen A, B und C.....	144
5.2	Räumliche Analyse der Fauna	146
5.3	Grundwasser-Fauna-Index.....	152
5.4	Zeitliche Analyse der Fauna	155
5.5	Vergleich der hydrochemischen und faunistischen Analyse	158
5.6	Eignet sich die Fauna zur Vulnerabilitätsabschätzung?	159
6	Zusammenfassung	161
	Literaturverzeichnis	163
	Danksagung.....	183
	Anhang.....	185

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Permeabilität und Sedimenttypen des Flussbettes und des Aquifers im Untersuchungsgebiet.....	21
Tab. 2: Durchflusszeiten des Filtrationswassers vom Rhein zu den A- und B-Pegeln.....	22
Tab. 3: Ausbaudaten der untersuchten Grundwassermessstellen	22
Tab. 4: Übersicht der erfassten hydrochemischen Parameter.....	27
Tab. 5: Klassifizierung der mitgeführten Menge an Sand, Feinsand, Schluff, Detritus, und Ocker	27
Tab. 6: Fixierungsmethoden der Faunagruppen.....	30
Tab. 7: Charakteristika der drei in Abhängigkeit vom GFI gebildeten Grundwasserbiotoptypen	38
Tab. 8: Eigenvektoren der einzelnen chemischen Parameter für fünf Gradientachsen der PCA für alle Pegel (exklusive 11 und 15) von April bis August 2005 (Daten wurden über den Median aggregiert).....	44
Tab. 9: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der hydrologischen Gruppen für alle Pegel (Zeitraum: April – August 2005)	48
Tab. 10: Eigenwerte und kanonische Korrelation der DA für alle Pegel (Zeitraum April-August 2005)	49
Tab. 11: Eigenvektoren der einzelnen chemischen Parameter für fünf Gradientachsen der PCA für Rhein und die Pegelreihen A, B, C von Februar 2005 bis Januar 2006 (Daten wurden über den Median aggregiert).....	61
Tab. 12: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der hydrologischen Gruppen für die Pegelreihen A, B, C	65
Tab. 13: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse (DA) zur Überprüfung der Gruppenzugehörigkeit zu den hydrologischen Gruppen für die Pegel der Pegelreihe A, B und C	65
Tab. 14: Gesamtabundanzen und Artenreichtum der gefundenen Taxa	85
Tab. 15: Artenliste der Crustacea mit den Gesamtabundanzen	86

Tab. 16: Taxa-Pegel-Matrix der erfassten Invertebraten aller untersuchten Pegel von März - August 2005 (Ökol = ökologische Präferenz, sx = stygoxen, eö = euryök, sp = stygophil, sb = stygobiont).....	100
Tab. 17: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der ökologischen Gruppen aller Pegel (I = Hyporheal 1, II = Hyporheal 2, III = Alluv. GW (Pumpe), IV = Alluv. GW, V = landseitiges GW)	104
Tab. 18: Spearman-Rangkorrelationstabelle zwischen faunistischen und physikochemischen Parametern aller Pegel (Ausnahme: Pegel 11 und 14) für April 2005 bis August 2005 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,4$)	107
Tab. 19: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse (DA) zur Überprüfung der die ökologischen Gruppen prägenden physikochemischen Faktoren für alle Pegel (ohne Nitrit und AOX aufgrund von Datenlücken) (Zeitraum: Februar 2005 – Januar 2006	110
Tab. 20: Taxa-Pegel-Matrix der erfassten Invertebraten der Pegelreihen A, B, C für Februar 2005 bis Januar 2006 (Ökol = ökologische Präferenz: sx = stygoxen, eö = euryök, sp = stygophil, sb = stygobiont).....	115
Tab. 21: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der Pegelreihen A, B, C (Zeitraum Februar 2005-Januar 2006)	117
Tab. 22: Spearman-Rangkorrelationstabelle zwischen faunistischen und physikochemischen Parametern der Pegelreihen A, B, C für Februar 2005 - Januar 2006 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,4$).....	120
Tab. 23: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse (DA) zur Überprüfung der die ökologischen Gruppen prägenden physikochemischen Faktoren der Pegelreihen A, B, C (ohne Eisen, Nitrit und AOX aufgrund von Datenlücken).....	123

Tabellenverzeichnis Anhang

Tab. A1: Erhobene physikochemische Parameter für alle Messstellen.....	186
Tab. A2: Median und Standardabweichung der hydrochemischen Parameter aller untersuchten Messstellen für dem Zeitraum April-August 2005	188
Tab. A3: Median und Standardabweichung der hydrochemischen Parameter der Pegel A, B, C von Februar 2005 bis Januar 2006	190
Tab. A4: Spearman-Rangkorrelationstabelle der physikochemischen Parametern für alle Pegel (Ausnahme: Pegel 11 und 14) für April 2005 bis August 2005 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,7$)	191
Tab. A4: Fortsetzung Spearman-Rangkorrelationstabelle der physikochemischen Parametern für alle Pegel (Ausnahme: Pegel 11 und 14) für April 2005 bis August 2005 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,7$).....	192
Tab. A5: Gesamtabundanzen der gefangenen Taxa.....	193
Tab. A6: Gesamtabundanzen der gefundenen Arten und Copepoditen.....	195

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes (rote Markierung = Untersuchungsstandort, schwarze Linien = Naturraumgrenzen).....	7
Abb. 2: Die Unterfläche der tertiärzeitlichen Schichtenfolge mit Bruchschollen im Niederrhein.....	9
Abb. 3: Terrassengliederung am Niederrhein.....	12
Abb. 4: Profilschnitt der mittleren Niederrheinebene	13
Abb. 5: Klimadiagramm Station Düsseldorf Flughafen (Mittel 1961-1990).....	14
Abb. 6: Lage des Wasserwerkes Düsseldorf-Flehe und Skizze des Untersuchungsstandortes	18
Abb. 7: Entnahmepumpen der Uferfiltrationsanlage, 50 m vom Rhein entfernt.....	19
Abb. 8: Profilschnitt durch den Rhein im Bereich der Pegelreihen A, B und C mit einem Brunnen der Brunnengalerie (zwischen Pegelreihe B und C). Die Zonen 1, 2 und 3 markieren Bereiche mit unterschiedlicher Permeabilität	20
Abb. 9: Die untersuchten Pegelreihen A, B und C	23
Abb. 10: (A) Pegel 11 am Nordostrand des Untersuchungsgebietes; (B), Pegel 12, ca. 100 m vom Rhein entfernt, westlich der C-Pegelreihe; (C) Pegel 13, ca. 100 m nördlich von Pegel 12; (D) Pegel 14 am nördlichen Rand des Wasserwerksgeländes; (E) Pegel 15, westlich von Pegel 12 gelegen; (F) Pegel 80, außerhalb des Wasserwerksgeländes, nördlich von Pegel 14	25
Abb. 11: (A) Netzsammler mit angeschraubtem Sammelbehälter; (B) Schematischer Aufbau des Netzsammlers; (C) Funktionsweise des Netzsammlers bei der Beprobung.....	29
Abb. 12: Gemittelte Grundwasserstände der Pegelreihen A, B und C zu den Probennahmetermen und der Wasserstand des Rheins	41
Abb. 13: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der physikochemischen Parameter für alle Pegel (exklusive 11 und 15) von April bis August 2005 (Daten wurden über den Median aggregiert; grüne Kreise: Gruppenbildung der Clusteranalyse (siehe Abb. 15); Distance = Euklidische Distanz).....	43

Abb. 14: PCA mit überlagerten physikochemischen Parametern, welche die höchsten Eigenvektoren besitzen: (A) Nitrat [NO ₃] und (B) Elektrische Leitfähigkeit [EC] für PC 1, (C) SAK _{254nm} [SAK] und (D) pH-Wert [pH] für PC 2.....	45
Abb. 15: Cluster-Analyse der physikochemischen Parameter für alle Pegel (exklusive Pegel 11 und 15) im Zeitraum April - August 2005.....	46
Abb. 16: MDS der physikochemischen Parameter für alle Pegel (exklusive Pegel 11 und 12) (Daten wurden über den Median aggregiert) im Zeitraum April – August 2005	47
Abb. 17: Boxplots von (A) Temperatur, (B) Sauerstoffgehalt, (C) Leitfähigkeit und (D) pH-Wert der hydrologischen Gruppen (Zeitraum April – August 2005).....	51
Abb. 18: Boxplots von (A) Ammonium, (B) Nitrit, (C) Nitrat und (D) Chlorid der hydrologischen Gruppen (Zeitraum April – August 2005).....	54
Abb. 19: Boxplots von (A) Bor, (B) Eisen, (C) Mangan und (D) Sulfat der hydrologischen Gruppen (Zeitraum April – August 2005).....	57
Abb. 20: Boxplots von (A) DOC, (B) SAK _{254nm} und (C) AOX der hydrologischen Gruppen (Zeitraum April – August 2005).....	59
Abb. 21: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der physikochemischen Parameter für den Rhein und die Pegelreihen A, B, C von Februar 2005 bis Januar 2006 (Daten wurden über den Median aggregiert; grüne Kreise = Gruppenbildung der Clusteranalyse (siehe Abb. 23); Distance = Euklidische Distanz)	61
Abb. 22: PCA mit überlagerten physikochemischen Parametern, welche die höchsten Eigenvektoren besitzen: (A) Elektrische Leitfähigkeit [EC] und (B) SAK _{254nm} [SAK] für PC 1, (C) Sauerstoff [O ₂] und (D) Nitrat [NO ₃] für PC 2.....	62
Abb. 23: Cluster-Analyse der physikochemischen Parameter für Rhein und Pegelreihen A, B, C im Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006	63
Abb. 24: MDS der physikochemischen Parameter für Rhein und Pegelreihen A, B, C (Daten wurden über den Median aggregiert) (Zeitraum: Februar 2005 - Januar 2006).....	64
Abb. 25: Temperaturen des Rheins und der A-, B- und C-Pegel im Jahresverlauf	66
Abb. 26: Sauerstoffgehalte des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf.....	67
Abb. 27: Elektrische Leitfähigkeit des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf...	68
Abb. 28: pH-Werte für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf.....	69

Abb. 29: Boxplots von (A) Temperatur, (B) Sauerstoffgehalt, (C) Leitfähigkeit und (D) pH-Wert für Rhein und Pegelreihen A, B, C (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006)	70
Abb. 30: Ammoniumkonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	71
Abb. 31: Nitritkonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	72
Abb. 32: Nitratkonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	73
Abb. 33: Chloridkonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	74
Abb. 34: Boxplots von (A) Ammonium, (B) Nitrit, (C) Nitrat und (D) Chlorid für Rhein und Pegelreihen A, B, C (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006).....	75
Abb. 35: Borkonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	76
Abb. 36: Eisenkonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf.....	77
Abb. 37: Mangankonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf.....	78
Abb. 38: Sulfatkonzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf.....	79
Abb. 39: Boxplots von (A) Bor, (B) Eisen, (C) Mangan und (D) Sulfat für Rhein und Pegelreihen A, B, C (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006).....	80
Abb. 40: DOC-Gehalte für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	81
Abb. 41: SAK-Gehalte für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	82
Abb. 42: AOX-Konzentrationen für den Rhein und A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf	83
Abb. 43: Boxplots von (A) DOC, (B) SAK _{254nm} und (C) AOX für Rhein und Pegelreihen A, B, C (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006).....	84
Abb. 44: Taxaspektrum und Abundanzen der erfassten Organismen mit Ausnahme der Nauplii aller Pegel von Februar 2005 bis Januar 2006 (n = 4.306)	87
Abb. 45: Taxaspektrum und Abundanzen der erfassten Organismen aller Pegel im Zeitraum März-August 2005 (n = 2.873).....	94
Abb. 46: Taxaspektrum und Abundanzen der A- und B-Pegel im Zeitraum März-August 2006	96
Abb. 47: Taxaspektrum und Abundanzen der C-Pegel und Pegel 11, 12, 13 im Zeitraum März-August 2006	98

Abb. 48: Taxaspektrum und Abundanzen der Pegel 14, 15 und 80 im Zeitraum März-August 2006	99
Abb. 49: MDS (Multidimensionale Skalierung) der faunistischen Daten aller Pegel (Daten wurden über den Mittelwert aggregiert).....	102
Abb. 50: Vergleich zwischen der geographischen Lage der Pegel im Untersuchungsgebiet und der Lage der Pegel in der Fauna-MDS.....	103
Abb. 51: Cluster-Analyse der Fauna gemäß den ökologischen Gruppen	104
Abb. 52: Boxplots der (A) Abundanzen, (B) Anzahl der Taxa und (C) Arten, (D) der Anteile an euryöken und (E) stygobionten Arten und (F) des GFI für die ökologischen Gruppen (Zeitraum: März-August 2005).....	106
Abb. 53: MDS der faunistischen Daten aller Pegel überlagert mit Ausprägung der GFI-Werte.....	109
Abb. 54: MDS der faunistischen Daten aller Pegel überlagert mit Ausprägung der Alimonie	109
Abb. 55: Taxaspektren und Abundanzen(in Prozent) der Gesamtfänge für die Pegelreihe A in der Zeit von Februar 2005-Januar 2006	112
Abb. 56: Taxaspektrum und Abundanz (in Prozent) der Gesamtfänge für Pegelreihe B in der Zeit von Februar 2005-Januar 2006	113
Abb. 57: Taxaspektrum und Abundanz (in Prozent) der Gesamtfänge für Pegelreihe C in der Zeit von Februar 2005-Januar 2006.....	114
Abb. 58: MDS (Multidimensionale Skalierung) der faunistischen Daten der Pegelreihen A, B und C (Daten wurden über den Mittelwert aggregiert, Zahlen markieren Pegel) (Zeitraum Februar 2005-Januar 2006)	116
Abb. 59: Cluster-Analyse der Fauna für die Pegelreihen A, B und C (Zeitraum Februar 2005-Januar 2006).....	117
Abb. 60: Boxplots der (A) Abundanzen, (B) Anzahl der Taxa und (C) Arten, (D) der Anteile an euryöken und (E) stygobionten Arten und (F) des GFI für die einzelnen Pegel der Pegelreihen A, B und C (Zeitraum: Februar 2005-Januar 2006).....	118
Abb. 61: Abundanzen, Taxa- und Artenanzahl der einzelnen Pegel der Reihen A, B, C in der Zeit von Februar 2005-Januar 2006	119
Abb. 62: MDS der faunistischen Daten der Pegelreihen A, B, C überlagert mit Ausprägung der GFI-Werte (Zeitraum: Februar 2005-Januar 2006)	121

Abb. 63: MDS der faunistischen Daten aller Pegel überlagert mit Ausprägung der Alimonie (Zeitraum: Februar 2005 bis Januar 2006)..... 122

Abb. 64: Rheinwasserstand und prozentuale Anteile von stygobionten und euryöken/stygoxenen Arten von Februar 2005 - Januar 2006 für den Pegel A3..... 124

Abb. 65: Abundanzen der Pegelreihen A, B und C im Jahresverlauf..... 124

Abb. 66: (A) Fauna-MDS der einzelnen Probenentnahme für den Pegel B1, (B) MDS überlagert mit Blasen der relativen Anteile von Oligochaeten, (C) MDS überlagert mit Blasen der relativen Anteile von *Graeteriella unisetigera*, (D) MDS überlagert mit Blasen der relativen Anteile von *Diacyclops languidoides*..... 125

Abb. 67: Fauna-MDS der einzelnen Probenentnahme für den Pegel C1..... 126

Abbildungsverzeichnis Anhang

Abb. A1: Boxplots der physikochemischen Parameter für die einzelnen Pegel im Zeitraum von April bis August 2005..... 189

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die eingereichte Dissertation selbstständig verfasst habe und alle für die Arbeit benutzten Hilfsmittel in der Arbeit angegeben sowie die Anteile etwaig beteiligter Mitarbeiter sowie anderer Autoren klar gekennzeichnet habe.

Ich erkläre, dass ich die Dissertation oder Teile hiervon nicht als Prüfungsarbeit für eine staatliche oder ander wissenschaftliche Einrichtung eingereicht habe und dass ich die gleiche oder eine andere Abhandlung nicht in einem anderen Fachbereich oder einer anderen wissenschaftlichen Hochschule als Dissertation eingereicht habe.

1 Einleitung

Trinkwasser ist ein hohes Gut und das wichtigste Nahrungsmittel für die Menschheit, unterliegt aber aufgrund vielfältiger anthropogener Nutzungen der Wasserressourcen zahlreichen Belastungen. Der Bedarf an sauberem Trinkwasser ist in Deutschland sehr hoch und kann gerade in Ballungsräumen, vor allem unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit, nicht immer vollständig aus dem Grundwasser gedeckt werden (MASSMANN et al. 2007; DANIELOPOL et al. 2008).

Eine effiziente und kostengünstige Alternative für die Trinkwasserversorgung ist neben der Grundwassernutzung die Uferfiltration (RAY et al. 2002a). Die Uferfiltration ist in Deutschland weit verbreitet und mit 16 % die zweitwichtigste Trinkwasserressource nach dem Grundwasser (BRAUCH et al. 2001). Nach SCHUBERT (2002a) ist das Uferfiltrat sogar die wichtigste Quelle für Trinkwasser in dicht besiedelten und industrialisierten Regionen.

Als Uferfiltration wird der Prozess der pumpeninduzierten Infiltration von Oberflächengewässern in einen Aquifer und die anschließende Perkolation des Wassers durch den Grundwasserleiter zur Gewinnung von Trinkwasser bezeichnet (RAY et al. 2002b; MASSMANN et al. 2007). Voraussetzung hierfür ist ein hydraulisches Gefälle zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser. Bei Uferfiltrationsanlagen wird der hydraulische Gradient durch die Förderbrunnen in Ufernähe konstant gehalten (RAY et al. 2002b). Durch die Pumpleistung wird auch stets landseitiges Grundwasser aus den uferferneren Gebieten mitgefördert, so dass immer Mischwasser aus Uferfiltrat und Grundwasser in veränderlichen Anteilen genutzt wird (SONTHEIMER 1991).

Bei der Uferfiltration wird die natürliche Schadstoffminderung des Flusswassers während der Passage durch das Ufersubstrat genutzt. Das geförderte Wasser wird so als erster Schritt der Aufbereitung auf natürlichem Wege gefiltert, wodurch organische

und anorganische Substanzen sowie Bakterien und Viren entfernt werden (SONTHEIMER 1980; KÜHN & MÜLLER 2000; MÄLZER et al. 2001; MEDEMA et al. 2001; SCHUBERT 2002a, b, c; MASSMANN et al. 2007).

Stoßbelastungen von Schadstoffen im Fluss können durch die Uferfiltration weitgehend kompensiert werden (SONTHEIMER 1991; KÜHN & MÜLLER 2000). Ein direkter Einfluss von Oberflächenwasser auf das Uferfiltrat, z. B. während Hochwasserereignissen, und auch auf das geförderte landseitige Grundwasser kann jedoch eine potentielle Gefahr für die Qualität des entnommenen Wassers darstellen (KÜHN & MÜLLER 2000; SCHÖPFER & ZIPFEL 2001; HANCOCK 2002; HISCOCK & GRISCHEK 2002; RAY et al. 2002a; WETT et al. 2002; ECKERT & IRMSCHER 2006; WU et al. 2007). Auch persistente Schadstoffe werden durch die Uferfiltration nicht abgebaut und stellen somit gleichfalls eine Gefährdung dar (BRAUCH et al. 2001).

Daher sind zur Erfassung und Bewertung von Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen und der Vulnerabilität in Uferfiltrationsgebieten geeignete Monitoringkonzepte notwendig (BOULTON et al. 1998; SCHUBERT 2001, 2002b; HISCOCK & GRISCHEK 2002; KIM & CORAPCIOGLU 2002; RAY et al. 2002a). Insbesondere die Effekte von Oberflächenwasser auf die Uferfiltration sind zu identifizieren, bevor sie für die Wasserqualität relevant werden (SCHÖPFER & ZIPFEL 2001).

Fluss-Aquifer-Interaktionen sind allerdings sehr komplex und die dynamischen Prozesse in hohem Maße von physiographischen Wechselwirkungen, wie den hydrogeologischen Verhältnissen, der Abflussdynamik des Fließgewässers, der Kolmation des Ufers und Bachbettes, der Substrateigenschaften und der Landnutzung beeinflusst (BRUNKE & GONSER 1997; WINTER 1999; SCHUBERT 2002b; SOPHOCLEOUS 2002).

Die hydrologischen Austauschprozesse werden standardmäßig durch relativ kostenintensive hydrochemische Analysen oder Isotopenuntersuchungen ermittelt. Dies ist jedoch auch mit Hilfe der Metazoenfauna des Hyporheals und des Grundwassers möglich (SCHMIDT et al. 1991; MALARD et al. 1994, 1996; PLÉNET &

GIBERT 1995; MÖSSLACHER 1997, 1998; DUMAS et al. 2001; KOENIGER & LEIBUNDGUT 2001; DATRY et al. 2005; HAHN 2006a; SCHMIDT et al. 2007). Der wesentliche Vorteil des Biomonitorings ist, dass Organismen die Umweltparameter über ihre Lebenszeit integrieren und Informationen über die Verhältnisse ihres Lebensraumes über eine Periode von mehreren Monaten oder länger liefern, während die Hydrochemie nur einen kurzzeitigen Einblick zum Untersuchungszeitpunkt gibt (BASTIAN & SCHREIBER 1999; HAHN & FRIEDRICH 1999).

Das Hyporheal bildet nach dem Oberflächenwasser-Grundwasser-Ökoton-Konzept von GIBERT et al. (1990) eine Übergangszone zwischen den beiden Ökosystemen Oberflächenwasser und Grundwasser. Dabei wird dieser Ökoton von den hydrologischen Interaktionen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser (HYNES 1983), vor allem durch den biogeochemischen Gradienten, charakterisiert (HANCOCK et al. 2005).

Gemäß dieses Ökotonansatzes werden die subterranean Metazoen funktionell nach ihrer Affinität zu ihrem Lebensraum als stygobiont (gesamter Lebenszyklus im Grundwasser), stygophil (Affinität zum Grundwasser aber keine speziellen Adaptationen an den Grundwasserlebensraum) und stygoxen (oberirdisch lebende, aber passiv ins Grundwasser verfrachtete Organismen, die langfristig dort nicht lebensfähig sind) klassifiziert (THIENEMANN 1926; MÖSSLACHER 1998; MÖSSLACHER & HAHN 2003; HANCOCK et al 2005). Für Grundwasser- und Hyporhealökosysteme gibt es drei entscheidende Faktoren, welche die Zusammensetzung der Metazoen-Lebensgemeinschaften beeinflussen: die Größe des verfügbaren Lebensraumes in Form des Lückensystems, der Sauerstoffgehalt und das Nahrungsangebot (HUMPHREYS 2009). Die Hydrochemie des Wassers scheint hingegen keine großen Auswirkungen auf die Faunengemeinschaft zu haben (HUSMANN 1964a, DOLE-OLIVIER et al. 1993; DUMAS et al. 2001; HAHN 2006a; FUCHS 2007).

Der Schlüsselfaktor, der neben dem geologisch bedingten Aquifertyp diese drei Größen steuert und somit für die Ausprägung der Grundwasserlebensgemeinschaften

zuständig ist, ist der hydrologische Austausch mit dem Oberflächenwasser, da er entscheidend für die Sauerstoff- und Nährstoffversorgung ist (DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992; WARD et al. 1998; HAHN & FRIEDRICH 1999; BAKER et al. 2000a; HAKENKAMP & PALMER 2000; DUMAS et al. 2001; MALARD et al. 2003; HANCOCK et al. 2005; GIBERT et al. 2008). Folglich werden hydrologische Prozesse, insbesondere Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen wie Exfiltration und Infiltration durch die Metazoenfauna widergespiegelt (BRUNKE et al. 2003). Mit abnehmendem Einfluss des Oberflächenwassers, z. B. mit zunehmender Entfernung vom Fließgewässer (STANFORD & WARD 1988, 1993; DOLE-OLIVIER et al. 1993; BORK et al. 2009a) und mit zunehmender Tiefe (BRETSCHKO 1991, 1992; POSPISIL 1994a; STRAYER 1994; DANIELOPOL et al. 1997; WARD & VOELZ 1997; DUMAS et al. 2001; HAHN 2005; FUCHS 2007) ändern sich die Abundanzen, der Artenreichtum und die Zusammensetzung der Biozönosen. So werden die hyporheische Zone und das oberflächennahe Grundwasser häufig gleichermaßen von epigäischen und hypogäischen Arten besiedelt, während Grundwasser mit einem sehr geringen Einfluss von Oberflächenwasser eine arten- und individuenarme Fauna aufweist, die von Grundwasserspezialisten dominiert wird (STRAYER 1994; MÖSSLACHER et al. 1996; DATRY et al. 2005; HAHN 2006a).

Solche stygobionten Arten sind zwar gegenüber verwandten Arten an der Oberfläche konkurrenzschwach, aber an den Grundwasserlebensraum morphologisch und physiologisch speziell angepasst. So überdauern sie aufgrund ihres verlangsamten Metabolismus und ihrer geringen Reproduktionsraten ungünstige Lebensbedingungen im Grundwasser, wie z. B. niedrige Sauerstoffkonzentrationen und ein geringes Nahrungsangebot (DANIELOPOL 1980; CULVER 1982; HÜPPOP 1985; DANIELOPOL et al. 1994; MÖSSLACHER & CREUZÉ DES CHÂTELIERS 1996; MALARD & HERVANT 1999). Das Auftreten von Oberflächenwasserarten im unterirdischen Wasser ist somit vor allem von der Sauerstoffversorgung und der Menge an organischem Material abhängig (MALARD et al. 1994, 1996, 1999; POSPISIL 1994a; STRAYER 1994; DREHER et al. 1997;

STRAYER et al. 1997; BRUNKE et al. 1998; BRUNKE & GONSER 1999; HAKENKAMP & PALMER 2000; SOBCZAK & FINDLAY 2002; DATRY et al. 2005; HAHN & MATZKE 2005). Dabei steuert der hydrologische Austausch in Form des allochthonen Eintrages von der Oberfläche die Konzentrationen des Sauerstoffs und des organischen Materials (VANEK 1997; BAKER et al. 2000a; DUMAS et al. 2001; GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003; OLSEN & TOWNSEND 2003; HAHN 2006a; MALCOM et al. 2009). Ein starker Oberflächenwassereinfluss sorgt folglich für eine ausreichende Nahrungs- und Sauerstoffversorgung, erlaubt epigäischen Arten das Überleben im Hyporheal und Grundwasser und beeinflusst so die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften (POSPISIL 1994a; MAUCLAIRE & GIBERT 1998; MÖSSLACHER 1998).

Daher wird die Metazoenfauna des Grundwassers und des Hyporheals als geeigneter Indikator für die Ermittlung von Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen betrachtet (MALARD et al. 1994, 1996; MÖSSLACHER 1997, 1998, 2000; MÖSSLACHER & NOTENBOOM 1999; DATRY et al. 2005; HAHN 2006a) und sollte für Grundwassermonitoring und Grundwassermanagement genutzt werden (MALARD et al. 1996, MÖSSLACHER 1998; TOMLINSON et al. 2007).

Der nächste Schritt wäre dann die Einbindung der faunistischen Analysen in Verfahren zur Bewertung der intrinsischen Vulnerabilität (HAHN 2006b; BERKHOFF et al. 2009; Bork et al. 2009b).

Um die Quantität des Einflusses von Oberflächenwasser auf das Grundwasser zu ermitteln, hat HAHN (2006a) den Grundwasserfauna-Index (GFI) entwickelt, der sich auf die mit der Grundwasserfauna korrelierenden abiotischen Parameter (Standardabweichung der Temperatur, Sauerstoffkonzentration und die relative Menge an Detritus) bezieht. Anhand der errechneten Höhe des GFI und somit der Stärke des Oberflächenwassereinflusses auf die tierischen Lebensgemeinschaften, können die Grundwasserbiotope gemäß dem Sauerstoff- und Nahrungsangebot in drei Alimonieklassen (lat.: Alimonium = (Nahrungs-)Angebot) unterteilt werden (Kap. 3.3.3)

(HAHN 2006a). Oligo-alimone Biotopie bieten demnach als Folge des geringen Austausches mit Oberflächenwasser eine schlechte Versorgung mit Nahrung und/oder Sauerstoff. Dagegen zeichnen sich meso-alimone und eu-alimone Grundwasser-Lebensräume aufgrund des stärkeren Eintrags von Oberflächenwasser durch eine mäßig bis hohe Zufuhr an organischem Material und Sauerstoff aus (HAHN 2006a).

Im Rahmen des koreanischen 21st Century Frontier Research Programs wurde diese Studie im Auftrag der Korea Water Resources Corporation (K-Water) durchgeführt. Die in diesem Programm eingebettete Studie „Investigations on groundwater fauna in riverbank filtration areas with regards to site specific boundary conditions relevant for alluvial aquifers“ ist Teil des Projekts „Monitoring and prediction of Water quality and vulnerability mapping in artificial recharge areas“, welches in Kooperation mit dem Technologiezentrum Wasser in Karlsruhe ausgeführt wurde.

Das übergeordnete Ziel des Gesamtprojektes ist die Entwicklung eines faunistisch basierten Monitoringkonzeptes für hydrologische Austauschprozesse im Bereich von Uferfiltrationsanlagen, das auch der Vulnerabilitätsabschätzung dienen kann.

Daher sollte erstmalig untersucht werden, ob Metazoen im Grundwasser einer Uferfiltrationsanlage als Bioindikatoren genutzt werden können und ob die räumliche Verteilung der Metazoen die vorherrschenden hydrologischen Interaktionen, reflektieren können. Daneben sollte überprüft werden:

- ob es Gradienten in der faunistischen Besiedlung des Hyporheals und des Grundwassers gibt, die denen der hydrologischen und physikochemischen Parameter entsprechen?
- inwieweit die Fauna in der Lage ist, auch auf kurzfristige hydrologische Veränderungen, wie z. B. auf Hochwasserereignisse zu reagieren?
- ob der GFI die Stärke des Oberflächenwassereinflusses anzeigen kann?

Die Untersuchungen wurden an der Rhein-Uferfiltrationsanlage Düsseldorf-Flehe von Februar 2005 bis Januar 2006 durchgeführt.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage

Für die Untersuchung wurde die rechtsrheinische Uferfiltrationsanlage des Wasserwerks Düsseldorf-Flehe ausgewählt. Das Wasserwerk befindet sich im Süden der Stadt Düsseldorf und nutzt die Uferfiltration seit 1870 (SCHUBERT 2002b). Naturräumlich liegt das Untersuchungsgebiet im Süden des Niederrheinischen Tieflandes, dem südlichen Ausläufer des norddeutschen Tieflandes und gehört zur Mittleren Niederrheinebene (Abb. 1).



Abb. 1: Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes (rote Markierung = Untersuchungsstandort, schwarze Linien = Naturraumgrenzen) (Quelle: FRATER 2003, verändert)

Unmittelbar südlich des Standortes schließt sich die Niederrheinische bzw. Kölner Bucht an (Abb. 1). Das Niederrheinische Tiefland wird rechtsrheinisch vom Bergischen Land und linksrheinisch von der Nordeifel eingegrenzt. An der nordwestlichen Grenze erstreckt sich das Rhein-Maas-Delta, im Nordosten schließt sich die Münsterländer Tieflandsbucht an. Richtung Süden geht die Niederrheinische Bucht schließlich in das Rheinische Schiefergebirge über.

2.2 Geologie und Geomorphologie

Geologisch betrachtet ist das Gebiet seit 30 Mio. a ein Senkungsfeld (QUITZOW & VAHLENSIEK 1955). Seit dem Oligozän haben tektonische Bewegungen für ein verstärktes Einsinken der Niederrheinischen Bucht und ein Herausheben des Rheinischen Schiefergebirges gesorgt (SCHÄFER et al. 2005). Diese Bewegungen verursachten eine mosaikartige Bruchschollentektonik, die zu einer Teilung der Niederrheinischen Bucht in fünf NW-SE verlaufenden und nach NE gekippten Schollen geführt hat (Abb. 2) (WREDE & HILDEN 1988). Gleichzeitig stieß im oberen Oligozän die Nordsee durch Transgression bis nach Bonn und Aachen vor (GRABERT 1998). Im Miozän sank der Meeresspiegel wieder und es entstand eine sumpfige und z. T. bewaldete Küstenebene (SCHÄFER & SIEHL 2002). Die sich zu dieser Zeit entwickelnden Sumpfwälder und Waldmoore bildeten mächtige Torfschichten, aus denen sich große Braunkohlelagerstätten bildeten (HAGER & PRÜFERT 1988). Ende des Miozäns stieg das Rheinische Schiefergebirge stärker an. Gleichzeitig wurde das Klima kühler und niederschlagsreicher, so dass die Erosions- und Transportkraft der Flüsse zunahm. Die Folge waren Ablagerungen von fluviatilen, gröberen Abtragungssedimenten aus dem Rheinischen Schiefergebirge im Niederrheinischen Tiefland (BOENIGK 2002).

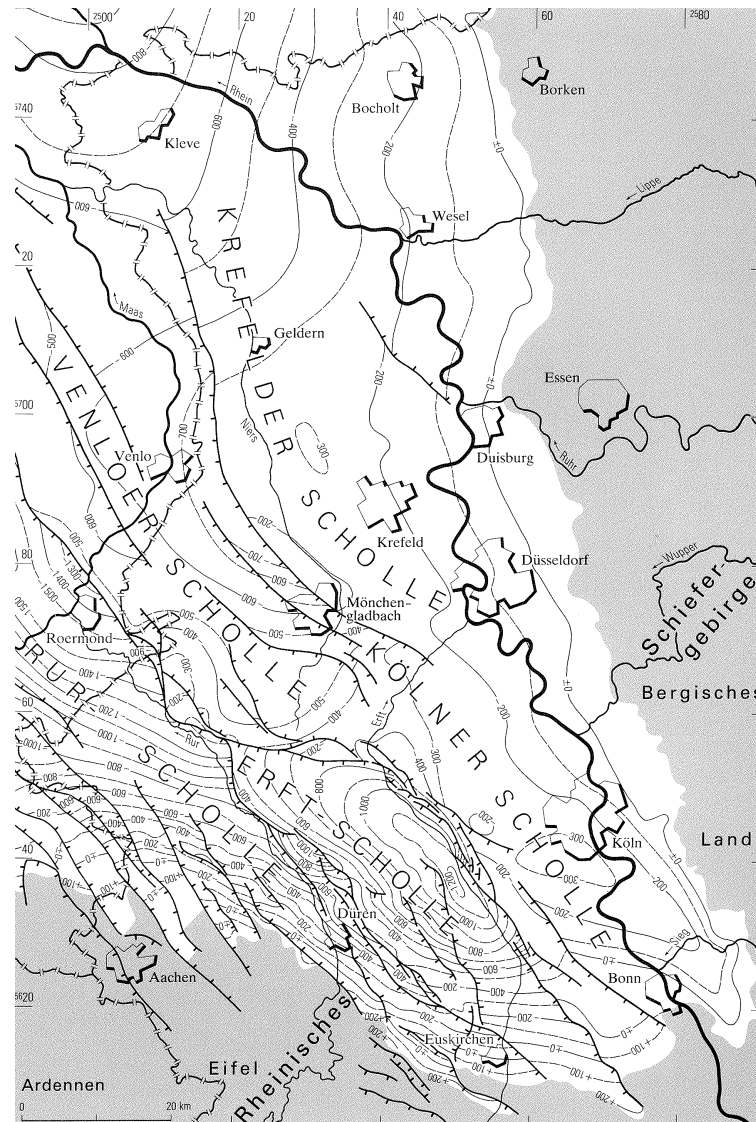


Abb. 2: Die Unterfläche der tertiärzeitlichen Schichtenfolge mit Bruchschollen im Niederrhein (Quelle: HAGER & PRÜFERT 1988)

Während des Pleistozäns, im Zuge der Wechsel zwischen Kalt- und Warmzeiten, kam es nach Austritt des Rheins aus dem Rheinischen Schiefergebirge zu Terrassenbildungen beiderseits des Rheins. Ursachen für die Entstehung mehrerer Terrassenkörper sind zum einen die stärkere Hebung des Rheinischen Schiefergebirges im Altpleistozän, zum anderen die unterschiedlichen

Abflusscharakteristika während der wechselnden Klimaverhältnisse (KLOSTERMANN 1988; MEYER & STETS 2002a, b).

Die Terrassenbildung ist eine Folge des Anstiegs des Rheinischen Schiefergebirges um 130 m gegenüber der Niederrheinischen Bucht. Daher kam es zu einer verstärkten Tiefenerosion. In den Kaltzeiten wurde das Gefälle durch das Absinken des Meeresspiegels von 100 m weiter verstärkt. Außerdem bildeten sich Permafrostböden südlich der Inlandeisgrenzen, die zu einem erhöhten Oberflächenwasserabfluss führten (KLOSTERMANN 1988). Folge war ein stark erhöhter Abfluss von Schmelzwässern mit deutlichen Abflussspitzen im Frühsommer sowie fortschreitender Tiefenerosion und erhöhten Sedimentfrachten. In den Wintern war die Abflussrate durch die Eisbindung sehr gering und aufgrund der dadurch entstandenen Sedimentation wurden große Schotter- bzw. Sandflächen ausgebildet. Zu Beginn der Warmzeiten mit ansteigenden Temperaturen und der Schneeschmelze nahmen Abfluss und Schleppkraft des Rheins wieder zu. Die dadurch resultierende Tiefenerosion sorgte für ein Einschneiden des Flusses in die zuvor aufgeschichteten Schotterkörper (KLOSTERMANN 1988).

In den Warmzeiten stiegen die Meeresspiegel durch das Abtauen des Inlandeises wieder an, was zu einer Nivellierung des Gefälles führte. Das flachere Gefälle und die geringeren Schmelzwässer führten zu einer deutlich schwächeren Tiefenerosion und einem verminderten Sedimenttransport. Aufgrund der mehrfachen Klimawechsel schnitt sich der Rhein wiederholt in die zuvor von ihm geschaffenen Schotterebenen ein (BOENIGK 1990), so dass sich mehrere heute noch vorhandene Terrassenkörper ausbildeten (Abb. 3).

Die ältesten Terrassen sind die vor 2 Mio. a aufgeschütteten Höhenterrassen (Bergische Höhenterrassen), die in der Niederrheinischen Tiefebene nur noch rudimentär vorhanden sind (KLOSTERMANN 1988). Die Älteren Hauptterrassen entstanden zu Beginn des Unter-Pleistozäns. Danach folgten die Tegelen-Schichten und die Jüngeren Hauptterrassen mit Schottern der pleistozänen Rheinfazies (KLOSTERMANN 1995).

Vor 700.000 a, zum Ende der Hauptterrassenzeit, sorgte ein erneuter tektonischer Impuls für ein Einschneiden des Rheins in seine eigenen Terrassenkörper, so dass bereits die jüngste Hauptterrasse in die älteren eingeschaltet ist (KLOSTERMANN 1988). Zum Ende des Elsterglazials und während der Saale-Eiszeit entwickelten sich die oberen bzw. unteren Mittelterrassen (SCHÄFER et al. 2005). Durch die kräftige Tiefenerosion sind sie räumlich deutlich von der Hauptterrassenfolge getrennt (KLOSTERMANN 1995). Am Niederrhein können vier Mittelterrassen anhand geologischer und geomorphologischer Kriterien nachgewiesen werden (BRUNNACKER et al. 1978; BRUNNACKER 1980; BOENIGK 2002). Während linksrheinisch, im Bereich der Erft und bei Krefeld, noch größere Flächen der Unteren und Oberen Mittelterrassen erhalten sind, bilden die Mittelterrassen rechtsrheinisch nur noch schmale Bänder am Rand des Bergischen Landes (Abb. 3). Durch die Erosion des Rheins sind sie weitgehend abgetragen worden.

In der späten Mittelterrassenzeit, im Zuge des Drenthe-Stadiums der Saale-Eiszeit (200.000 a BP) stieß das Inlandeis aus Nordeuropa bis zur Niederrheinischen Bucht vor und erreichte knapp das Untersuchungsgebiet (Düsseldorfer Lobus). Die Sande und Kiese der Unteren Mittelterrasse und die Sedimente der Schmelzwasserablagerungen wurden im Norden der Niederrheinischen Bucht zu Stauchmoränen aufgedrückt (KLOSTERMANN 1988). Reste der Endmoränen mit Sanderbereichen sind linksrheinisch von Kleve bis Krefeld noch erhalten und bis zu 100 m hoch (Abb. 3).

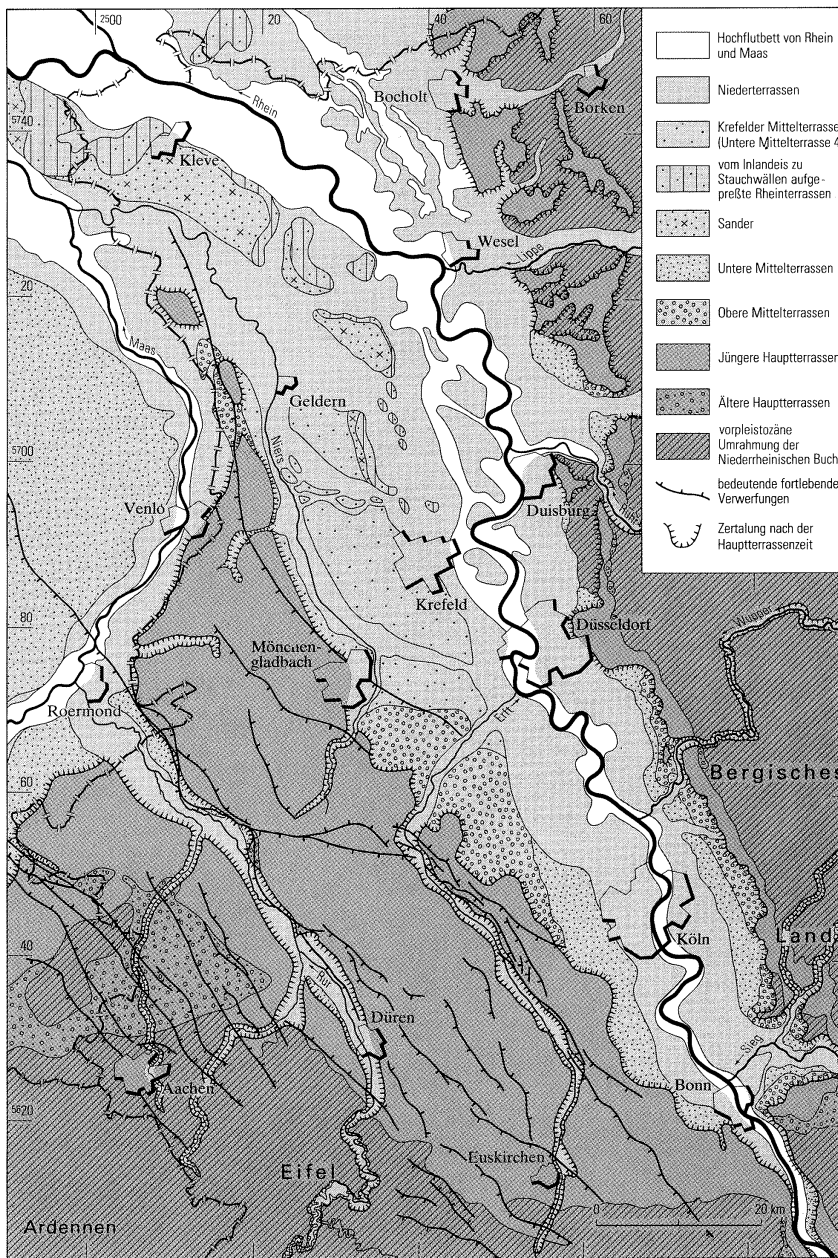


Abb. 3: Terrassengliederung am Niederrhein (Quelle: BRAUN & QUITZOW 1961)

Während des Hochglazials der Weichsel-Eiszeit (ab ca. 80 ka BP) kam es zur Ausbildung der Älteren Niederterrasse, die zu den am tiefsten gelegenen Verebnungsflächen des Rheins zählt (KLOSTERMANN 1995). Am Ende des Spätglazials, vor ca. 18.000 a, folgte eine kräftige Erosionsphase mit anschließender Aufschotterung der Jüngeren Niederterrasse, die aufgrund des Ausbruchs des Laacher Kessels

Bimsführungen enthält (BRAUN 1966; KLOSTERMANN 1995). Die Niederterrasse ist eine bis zu 20 m dicke Ablagerung, bestehend aus wechselnden Lagen von Sanden und Kiesen, die sich meist in die Mittel- und z. T. auch in ältere Terrassensedimente eingegraben hat (BRAUN 1966). Die größten Teile von Neuss und dem Düsseldorfer Stadtgebiet wurden auf dieser Terrasse errichtet (Abb. 4) (FRATER 2003).

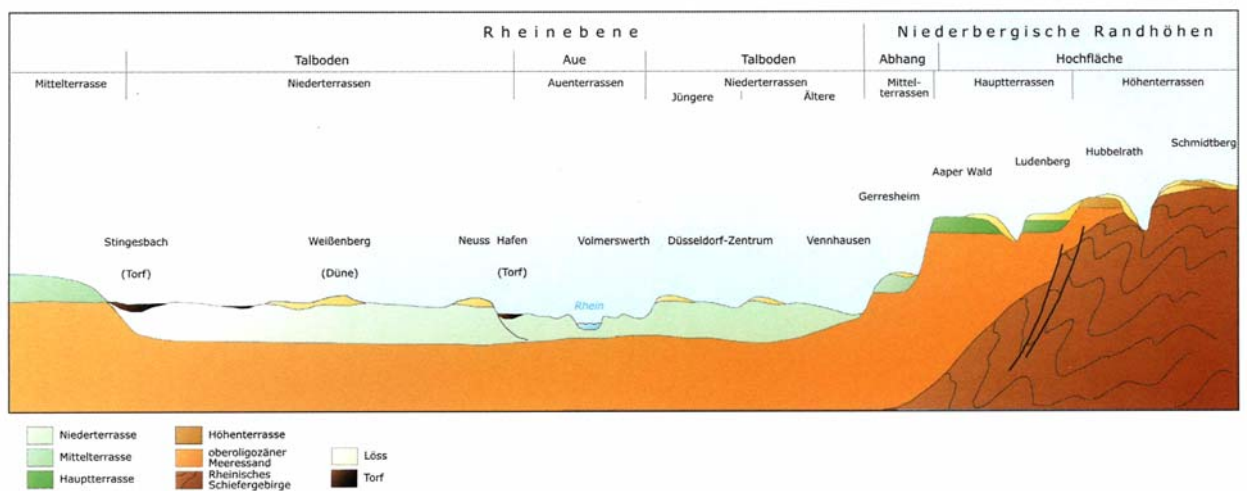


Abb. 4: Profilschnitt der mittleren Niederrheinebene (Quelle: FRATER 2003)

Die Rheinaue selbst ist durch verschiedene Auenterrassen geringer Höhe gekennzeichnet, die seit der ausgehenden Weichsel-Kaltzeit entstanden sind und sich in ihrer Höhenlage häufig nur um einige Dezimeter unterscheiden (IHBEN 2003). Dabei handelt es sich meist um Hochflutbildungen aus feinen Sanden und schluffige bis tonige Hochflutlehme (BRAUN 1966).

Das Untersuchungsgebiet des Wasserwerks Düsseldorf-Flehe wird in Kap. 2.5 detailliert beschrieben.

2.3 Klima

Das Untersuchungsgebiet liegt in der gemäßigt kühlen Westwindzone. Das Niederrheinische Tiefland ist daher gemäßigt ozeanisch geprägt mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen von ca. 700-750 mm und geringen Sommertemperaturen (Juli: 17-17,5°C) (PFAFFEN 1962). Dabei variiert der mittlere Jahresniederschlag innerhalb des Niederrheinischen Tieflandes räumlich sehr stark. Gründe für die lokalen Niederschlagsvariationen sind überwiegend advektive Niederschläge und reliefbedingte Staueffekte (IHBEN 2003).

Feuchte Luftmassen atlantischer Tiefausläufer verursachen ganzjährig Niederschläge und sorgen für ein stetig humides Klima im Untersuchungsgebiet mit relativ milden Wintern und mäßig warmen Sommern. Die Niederschlagsmengen liegen durchschnittlich bei 759 mm a^{-1} , die Jahresmitteltemperaturen bei ca. $10,3^\circ \text{ C}$. Mit einer durchschnittlichen Temperatur von $2,4^\circ \text{ C}$ ist der Januar der kälteste Monat. Der wärmste Monat ist mit einer Durchschnittstemperatur von $18,3^\circ \text{ C}$ der Juli.

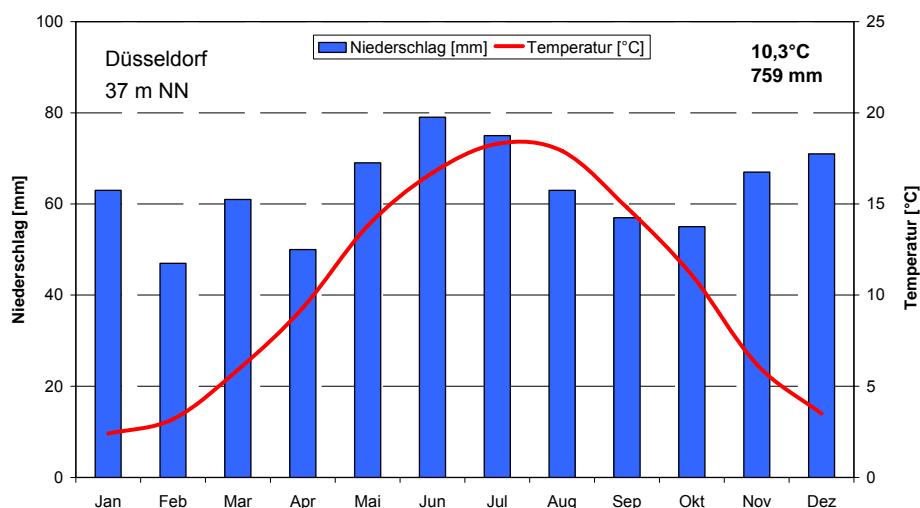


Abb. 5: Klimadiagramm Station Düsseldorf Flughafen (Mittel 1961-1990) (Rohdaten: Deutscher Wetterdienst)

2.4 Hydrologie

Der Rhein mit seiner Lauflänge von 1.320 km besitzt ein 185.000 km² großes Einzugsgebiet (BELZ et al. 2007). Er entspringt im Hochgebirge der Schweizer Alpen aus zwei Quellflüssen, die nach ihrem Zusammenfluss bei Reichenau den Alpenrhein bilden. Der Alpenrhein mündet in den 540 km² großen Bodensee und verlässt ihn bei Konstanz als Hochrhein, der Richtung Basel fließt. Vor Basel mündet die Aare in den Rhein. Die Aare bildet den Hauptvorfluter für große Teile des Schweizer Hochgebirges und weist höhere mittlere Abflusswerte als der Rhein auf. Bei Basel fließt der Rhein als Oberrhein entlang des Oberrheingrabens bis Bingen, wo er unterhalb als Mittelrhein in das ca. 200 m tief eingeschnittene antezedente Durchbruchstal des Rheinischen Schiefergebirges eintritt (BELZ et al. 2007). Der Niederrhein schließlich beginnt mit dem Eintritt des Rheins in die Kölner Bucht und endet in den Niederlanden als Rheindelta, wo er dann in die Nordsee entwässert.

Aufgrund der zeitlichen Verschiebung der mittleren Hochwasserverhältnisse des Rheins weist der Fluss ein komplexes Abflussregime auf. Das glazial bzw. nival geprägte Hochrhein-Aare-Gebiet und der Oberrhein erreichen ihr Abflussminimum im Spätwinter, wenn der Niederschlag in Form von Schnee in den Alpen gespeichert wird. Zum Ende des Frühlings beginnt dann die Schneeschmelze und die alpinen Schmelzwässer werden vom Rhein abtransportiert, so dass der Fluss zu dieser Zeit den höchsten mittleren Abfluss erreicht (IHBEN 2003). Der Bodensee fungiert als Puffer und schwächt diese nivaltypische Amplitude deutlich ab. Im weiteren Verlauf des Ober- und Mittelrheins bekommt der Rhein einen zunehmenden pluvialen Charakter, das heißt, er wird stärker durch den jahreszeitlichen Niederschlags- und Verdunstungsverlauf geprägt (BELZ et al. 2007). Dies führt dazu, dass im Winter (Dezember-Februar) die Niederschläge in den Mittelgebirgen zu einem Abflussmaximum im Mittel- und Niederrhein und damit zu Hochwässern führen (IHBEN 2003). Da sich insgesamt die nivalen und pluvialen Einflüsse überschneiden und die

mittleren Abflussspenden der Teileinzugsgebiete deutlich divergieren, wirken diese Überlagerungen ausgleichend auf das Abflussregime des Rheins, der insgesamt eine relativ ausgeglichene Wasserführung aufweist (IHBEN 2003).

Das Niederrheingebiet selbst ist aufgrund der bis zu 1.000 m Lockergesteinsfüllungen eine grundwasserreiche Region (GRABERT 1998). Die mächtigen Lockergesteinsschichten wurden seit Beginn des Tertiärs vom Rhein und seinen Nebenflüssen sowie durch die Nordseetransgressionen in den niederrheinischen Senkungsraum eingebracht.

Diese Meeresvorstöße und die zyklischen Klimaveränderungen mit mehrfachen Wechseln von Kalt- und Warmzeiten bildeten eine charakteristische Abfolge von wasserstauenden und wasserdurchlässigen Schichten (SCHLIMM 1988). Bei den Aquitarden bzw. Aquifugen handelt es sich in der Regel um eingeschaltete Tonlager bzw. Braunkohlevorkommen, die mehrere übereinander liegende Grundwasserstockwerke ausbilden (BALKE 1973). Dabei weisen die westlichen Schollen, insbesondere die Erftscholle bis zu 16 Grundwasserstockwerke auf, die beiden östlichen Schollen jedoch nur 1-3 (Krefelder Scholle) bzw. 1-5 (Kölner Scholle) Grundwasserstockwerke. Die Unterschiede ergeben sich durch die verschiedene paläographische Entwicklung. Während die westlichen Schollen durch eine durchgehende Sedimentationsentwicklung mariner und kontinentaler Ablagerungen mit Braunkohleflözen gekennzeichnet sind, kam es in den tertiären Schichtfolgen der östlichen Schollen nur zu geringmächtigen Braunkohlebildungen (SCHLIMM 1988). Wasserwirtschaftlich genutzt wird meist nur das oberste, freie Grundwasser der pleistozänen Kies- und Sandablagerungen des Rheins auf den Niederterrassen (BOLSENKÖTTER & SIEBERT 1968). Im Westen des Niederrheins werden auch die pliozänen Grundwässer genutzt (SCHLIMM 1988).

Die Grundwasserneubildung des Niederrheinischen Tieflandes beträgt im langjährigen Mittel ca. $6-7 \text{ l} \cdot \text{s} \cdot \text{km}^2$. Das bedeutet, dass bei einer Fläche von 7.700 km^2 das jährliche Grundwasserdargebot 1.700 Mio. m^3 beträgt (SCHLIMM 1988). Die Grund-

wasserentnahme liegt bei 470 Mio. m³. Im Süden der Kölner Bucht ergibt sich allerdings aufgrund des Braunkohletagebaus ein Defizit von 600 Mio. m³, was einen sich ständig vergrößernden Absenkungstrichter zur Folge hat (GRABERT 1998).

Durch die vielfachen anthropogenen Belastungen im Niederrheingebiet, wie Braunkohle- und Steinkohleabbau, Kiesgewinnung, Deponien, Altlasten und die Ausweitungen von Siedlungs- und Gewerbeflächen, ist das Grundwasser stark beeinträchtigt (SCHLIMM 1988). Daher ist es nicht möglich, den Wasserbedarf im Niederrhein durch die Grundwasserneubildung vollständig zu decken und deswegen werden Uferfiltration und Grundwasseranreicherungen durchgeführt (SCHLIMM 1988).

2.5 Beschreibung des Untersuchungsstandortes

Die Untersuchungen erfolgten im Bereich der rechtsrheinischen Uferfiltrationsanlage Flehe im Süden Düsseldorfs (6° 47' E / 51° 11' N, 34 m ü. NN) (Abb. 6). Seit 1870 wird hier die Uferfiltration zur Trinkwassergewinnung genutzt. Dabei konnte bis 1950 das filtrierte Rheinwasser mit Ausnahme einer Desinfektion ohne weitere Aufbereitungsschritte genutzt werden (SCHUBERT 2006). Danach verschlechterte sich die Wasserqualität des Rheins sukzessive durch die eingeleiteten Abwässer von Industrie und Siedlungen und weitere Reinigungsschritte (Ozonierung, biologische Filtration, Aktivkohleadsorption) wurden notwendig (SCHUBERT 2002b). Eine zunehmende Verbesserung der Wasserqualität des Rheins ab Mitte der siebziger Jahre führte nach RICHTERS et al. (2004) zu einer erneut guten Beschaffenheit des Uferfiltrats in Düsseldorf.

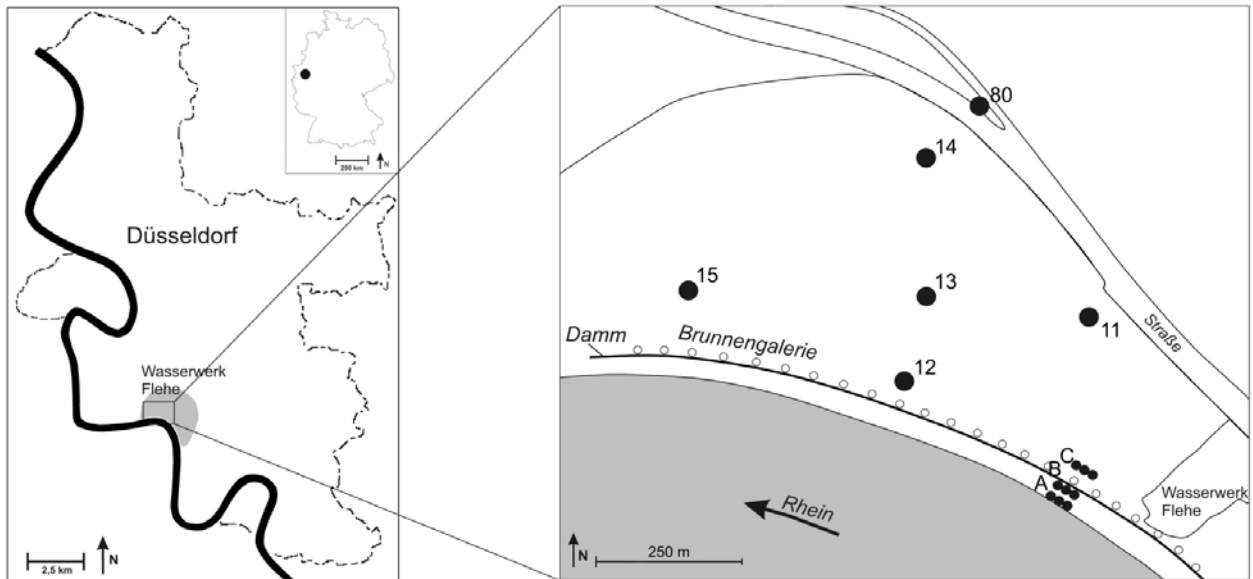


Abb. 6: Lage des Wasserwerkes Düsseldorf-Flehe und Skizze des Untersuchungsstandortes (Zahlen bzw. Buchstaben markieren die untersuchten Messstellen)

Der Untersuchungsstandort befindet sich im Prallhangbereich des nach Westen abknickenden Rheins zwischen den Rheinkilometern 730,7 und 732,5 km. Das Wasserwerksgelände, das in der Rheinaue direkt am Ufer liegt, ist vorrangig von Laubwald bestanden. Die 70 vertikalen Entnahmebrunnen der Uferfiltrationsanlage bilden über eine Strecke von 1400 m eine Brunnengalerie, die in einer Distanz von 50-60 m parallel zum Rhein verläuft (Schubert 2002a) und der rheinwärts ein Damm vorgelagert ist (Abb. 6, 7).

Der mittlere Abfluss des Rheins in Düsseldorf liegt bei $2.200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, wovon das Wasserwerk $2 \text{ m}^3/\text{s}$ nutzt. Bei Hochwässern kann die Abflussrate bis auf $10.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ansteigen (Eckert & Irmischer 2006). Die Gesamtförderrate des Wasserwerks liegt bei 11 Millionen $\text{m}^3 \text{ a}^{-1}$ (GOTTHARDT 2001).



Abb. 7: Entnahmepumpen der Uferfiltrationsanlage, 50 m vom Rhein entfernt

Der ca. 20 m mächtige Aquifer, durch den das Infiltrationswasser zu den Entnahmebrunnen gepumpt wird, besteht aus pleistozänen sandigen Kiesen. Unterhalb dieser Sedimente liegt eine nahezu impermeable tertiäre Schicht aus Feinsand (SCHUBERT 2002a) (Abb. 8).

Der Porengrundwasserleiter ist im Untersuchungsgebiet durch alluviales und landseitiges Grundwasser sowie durch infiltriertes Rheinwasser charakterisiert (ECKERT & IRMSCHER 2006). Das abgepumpte Wasser besteht zu ca. 25–30 % aus landseitig zufließendem Grundwasser (SCHMIDT et al. 2005), dessen Anteil bei extremen Niedrigwasserständen des Rheins auch auf bis zu 50 % ansteigen kann (ECKERT et al. 2004).

Das Alter des landseitigen Grundwassers ergibt sich aus der Fließstrecke und der Berechnung der Grundwasser-Abstandsgeschwindigkeit. Die Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) liegen bei ca. $2,5-4,0 \cdot 10^{-3}$ m/s, das nutzbare Porenvolumen beträgt 20 % und das hydraulische Gefälle im Mittel 2 ‰. Daraus ergibt sich ohne Berücksichtigung des Rheineinflusses ein Grundwasseralter von bis zu 7½ Jahren (RICHTERS, persönl. Mitt.).

Durch die kontinuierliche Infiltration des Rheinwassers kommt es zur Akkumulation von Feinmaterial in den oberen Sedimentschichten des Aquifers, woraus eine Kolmation der kaum permeablen ufernahen Bereiche der Flusssohle resultiert ($k_f = 10^{-8}$ m/s) (Abb. 8, Zone 1) (SCHUBERT 2001). Die kolmatisierte Zone hat sich vom Ufer ca. 120 m zur Mitte des Flussbettes ausgedehnt (SCHUBERT 2006).

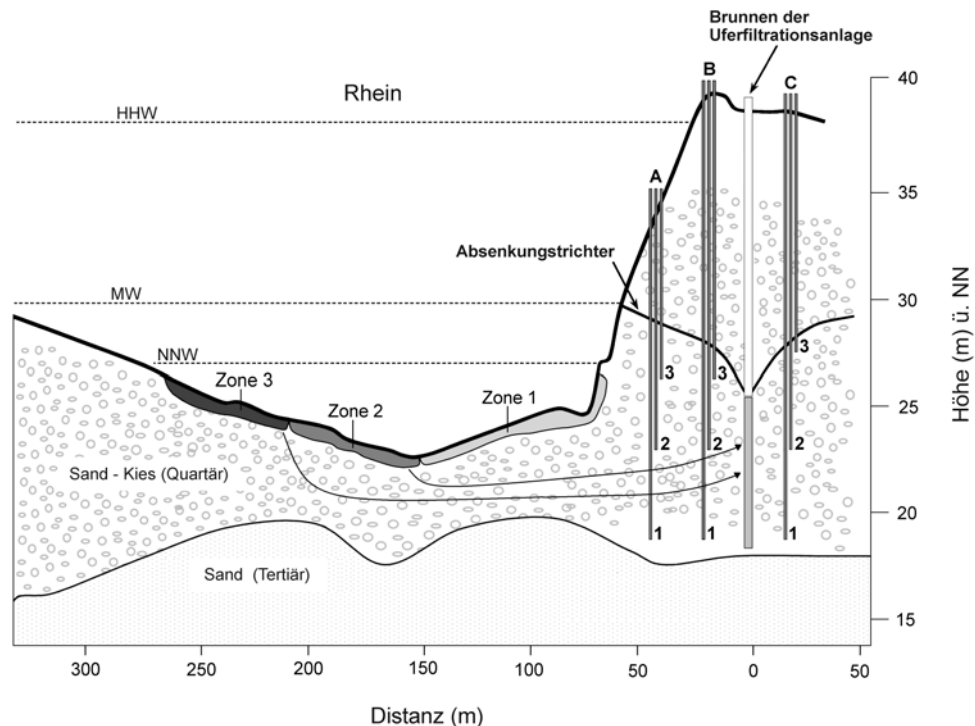


Abb. 8: Profilschnitt durch den Rhein im Bereich der Pegelreihen A, B und C mit einem Brunnen der Brunnengalerie (zwischen Pegelreihe B und C). Die Zonen 1, 2 und 3 markieren Bereiche mit unterschiedlicher Permeabilität (HHW = höchster Hochwasserstand, MW = Mittelwasserstand, NNW = niedrigster Niedrigwasserstand (Quelle: ECKERT & IRMSCHER 2006, verändert)

Bedingt durch diese Kolmation in Zone 1 erfolgt die Infiltration des Rheinwassers für die Uferfiltration vorrangig über den Bereich der Zone 2 ($k_f = 3 \cdot 10^{-3}$ m/s) und Zone 3 ($k_f = 2 \cdot 10^{-2} - 4 \cdot 10^{-3}$ m/s) (Tab. 1). In diesen Zonen werden die Partikel aufgrund des Geschiebetransportes vom Rhein nicht dauerhaft abgelagert (ECKERT & IRMSCHER 2006, SCHUBERT 2006).

Vor allem die Abflussdynamik des Rheins regelt die Kolmation des Flussbettes. Bei ausreichender Schubspannung werden abgelagerte Partikel wieder remobilisiert, sodass es zur temporären Freisetzung kolmatierter Bereiche während Hochwasserereignissen kommen kann (SCHUBERT 2002b).

Tab. 1: Permeabilität und Sedimenttypen des Flussbettes und des Aquifers im Untersuchungsgebiet (Quelle: SONTHEIMER 1991; GOTTHARD 2001; SCHUBERT 2002a, 2006)

Bereich	Permeabilität k_f (m/s)	Sedimenttyp	Mächtigkeit (m)
Deckschicht		Auenlehm	0,5 – 2
Aquifer	$2,9 \cdot 10^{-2} - 5,5 \cdot 10^{-3}$	sandiger Kies	20
Flussbett / Zone 1	10^{-8}	Schluff	ca. 0,01
Flussbett / Zone 2	$3 \cdot 10^{-3}$	sandiger Kies, z. T. kolmatiert	-
Flussbett / Zone 3	$2 \cdot 10^{-2} - 4 \cdot 10^{-3}$	sandiger Kies, nicht kolmatiert	-

Aufgrund dieser Freisetzung und der Erhöhung des hydraulischen Gradienten zwischen Rhein und Aquifer können sich die Verweilzeiten des Uferfiltrats bei Hochwässern beträchtlich verringern (Tab. 2) (ECKERT et al. 2006; SCHMIDT et al. 2005; SCHUBERT 2002a). Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich von der Rheinsohle bis zu den Förderbrunnen unterschiedlich lange Fließwege und damit auch verschiedene Fließzeiten ergeben (SONTHEIMER 1991).

Tab. 2: Durchflusszeiten (in Tagen) des Filtrationswassers vom Rhein zu den A- und B-Pegeln (NW = Niedrigwasser, HW = Hochwasser) (Daten von SCHUBERT 2002a; ECKERT et al. 2004; ECKERT & IRMSCHER 2006)

Pegel	Filtrationszeit d			
	NW (1990)	NW (1991)	NW (2003)	HW (1991)
A1	ca. 60	--	--	--
A2	ca. 30	--	--	--
A3	ca. 10	--	--	--
B1	--	30 - 50	--	15 – 20
B2	--	20 - 30	35	5 – 8
B3	--	8 - 12	--	2 – 3

Am Untersuchungsstandort wurden 15 Grundwassermessstellen faunistisch und hydrochemisch beprobt (Abb. 6). Die Charakteristika der untersuchten Grundwassermessstellen sind in Tab. 3 aufgeführt.

Tab. 3: Ausbaudaten der untersuchten Grundwassermessstellen

Pegel	geogr. Breite	geogr. Länge	Höhe NN (m)	Tiefe (m)	Distanz zum Rhein (m)
A1	N 51°11'11"	E 6°47'24"	34,0	16,00	10
A2	N 51°11'11"	E 6°47'24"	34,0	12,40	10
A3	N 51°11'11"	E 6°47'24"	34,0	9,10	10
B1	N 51°11'12"	E 6°47'25"	39,5	21,20	30
B2	N 51°11'12"	E 6°47'25"	39,5	17,60	30
B3	N 51°11'12"	E 6°47'25"	39,5	14,20	30
C1	N 51°11'13"	E 6°47'26"	38,5	21,00	68
C2	N 51°11'13"	E 6°47'26"	38,5	17,70	68
C3	N 51°11'13"	E 6°47'26"	38,5	13,30	68
11	N 51°11'21"	E 6°47'26"	37,2	15,00	300
12	N 51°11'19"	E 6°47'09"	38,2	21,10	100
13	N 51°11'22"	E 6°47'11"	38,8	19,20	200
14	N 51°11'28"	E 6°47'11"	38,8	19,30	400
15	N 51°11'23"	E 6°46'52"	39,5	21,80	180
80	N 51°11'31"	E 6°47'16"	38,3	17,00	500

Neun Observationspegel sind in drei Reihen (Pegelreihen A, B, C) nahe dem Rheinufer bei Rheinkilometer 731,5 parallel angelegt (Abb. 6, 8). Die drei Pegel einer Reihe sind in unterschiedlichen Tiefen gestaffelt angeordnet (Tab. 3, Abb. 8). Dabei liegen die Tiefen der Pegel A1, B1, C1 sowie A2, B2; C2 und A3, B3, C3 auf jeweils einem einheitlichen Tiefenniveau. Zwischen den Pegelreihen B und C verläuft die Brunnengalerie (Abb. 8), deren Pumpen in Tiefen zwischen 18-30 m liegen.

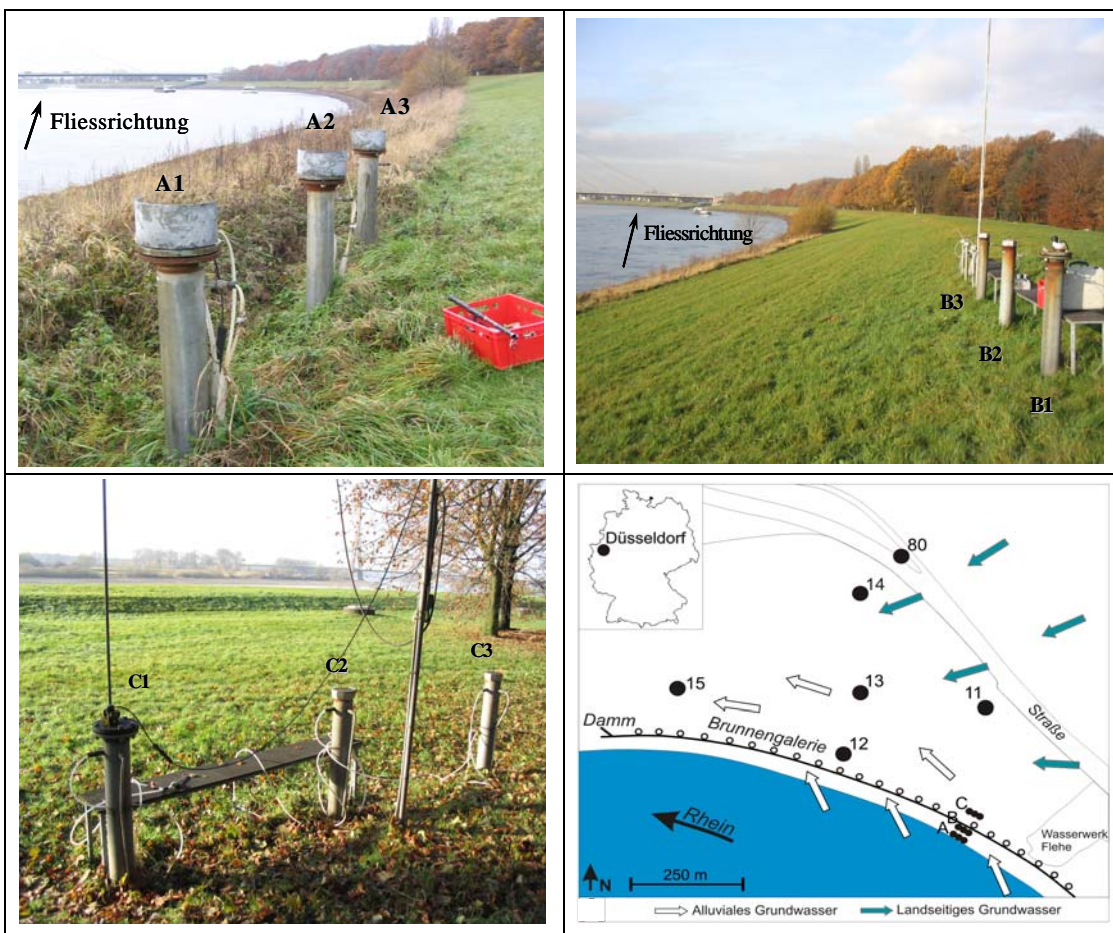


Abb. 9: Die untersuchten Pegelreihen A, B und C und ihre Lage im Untersuchungsgebiet

Pegelreihe A liegt nur 12 m (Mittelwasserlinie) vom Rhein entfernt und kann während Hochwässern des Rheins teilweise oder vollständig überflutet werden (Abb. 9). Die Entfernung zur Brunnengalerie beträgt 40,2 m.

Die Beobachtungspegel der Reihe B sind in der Nähe der Dammspitze positioniert, liegen somit 5,5 m höher als die A-Pegel und haben eine Distanz zum Rhein von ca. 35 m sowie zu den Entnahmebrunnen von 20,4 m (Abb. 9).

Die Pegel der Reihe C sind hinter der Brunnengalerie errichtet worden und befinden sich direkt am Rande des Buchenwaldes. Die Distanz zum Rhein beträgt ca. 73 m und zu den Entnahmebrunnen 18,1 m (Abb. 9).

Die sechs weiteren Pegel sind in zwei kreuzförmig zueinander gelegenen Transekten angeordnet. (Abb. 10). Dabei befinden sich mit Ausnahme des Pegels 80 alle Grundwassermessstellen innerhalb des Wasserwerksgeländes.

Der erste Transekt verläuft von Süden nach Norden und beginnt mit der dem Rhein am nächsten gelegenen Messstelle (Pegel 12), die sich hinter der Brunnengalerie und dem Wirtschaftsweg nördlich des Dammes befindet (Abb. 6, 9). In gerader Linie Richtung Norden, 100 m von Messstelle 12 entfernt, schließt sich Pegel 13 an. Danach folgen nördlich Pegel 14 und schließlich Pegel 80, der am weitesten vom Rhein entfernt ist (ca. 500 m, Tab. 3).

Der zweite Transekt ist von Ost nach West ausgerichtet. Auf Höhe der Messstelle 13 befindet sich Pegel 11 im Osten, 300 m vom Rhein entfernt und Pegel 15 im Westen mit einer Distanz zum Rhein von ca. 180 m (Abb. 6, 9).

Die Beprobung der neun Pegel in den Reihen A, B und C erfolgte in der Zeit von Februar 2005 bis Januar 2006 monatlich einmal.

Die sechs weiteren Pegel wurden über ein halbes Jahr (März - August 2005) monatlich einmal faunistisch untersucht. Die physikochemische Beprobung dieser Pegel konnte nur von April bis August 2005 durchgeführt werden. Aufgrund der unterschiedlichen Zeiträume der Pegeluntersuchungen werden alle beprobten Pegel für den Zeitraum von März bis August 2005 ausgewertet (siehe Kap. 4.1.2 und 4.2.2), und die neun

Pegelreihen der Reihen A, B und C werden gesondert für das gesamte Untersuchungsjahr betrachtet.



Abb. 10: (A) Pegel 11 am Nordostrand des Untersuchungsgebietes; (B) Pegel 12, ca. 100 m vom Rhein entfernt, westlich der C-Pegelreihe; (C) Pegel 13, ca. 100 m nördlich von Pegel 12; (D) Pegel 14 am nördlichen Rand des Wasserwerksgeländes; (E) Pegel 15, westlich von Pegel 12 gelegen; (F) Pegel 80, außerhalb des Wasserwerksgeländes, nördlich von Pegel 14

3 Material und Methoden

3.1 Erfassung der hydrochemischen Parameter

Zu Beginn jeder Probennahme wurde der Grundwasserflurabstand mittels eines Kabellichtlots ermittelt. Anschließend wurde vor der Entnahme der Fauna eine Wasserprobe (750 ml) durch einen Schöpfer (Otto Bürkle GmbH) vom Sumpf des Pegels entnommen. Hierfür wurde der Wasserschöpfer an eine Angel befestigt und auf den Grund des Pegels herabgelassen. Vor Ort wurden die Parameter Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert elektrometrisch aus der Schöpfprobe erfasst (Tab. 4) (WTW 340 i, WTW GmbH, Weilheim; Dist 3, Hanna). Hierbei erfolgte zu Beginn die Messung der Temperatur- und Sauerstoffgehalte, um eine Erhöhung bzw. Erniedrigung der Temperatur sowie eine Anreicherung des gelösten Sauerstoffes durch Luftsauerstoff zu minimieren.

Die chemischen Parameter Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-), Eisen (Fe^{2+}), Mangan (Mn^{2+}), Bor, Chlorid, Sulfat (SO_4^{2-}), AOX, DOC und $\text{SAK}_{(254\text{nm})}$ wurden im Labor des Technologiezentrums Wasser in Karlsruhe analysiert (Tab. 4).

Der Gehalt an Sedimenten (Sand, Feinsand, Schluff, Detritus, Ocker) im Sammelbehälter des Netzsammlers konnte nach der in Tab. 5 dargestellten Klassifizierung abgeschätzt werden.

Tab. 4: Übersicht der erfassten hydrochemischen Parameter

Parameter	Einheit	Messort	Gerät/Methode
Temperatur	°C	vor Ort	WTW 340i
Sauerstoff	mg/l	vor Ort	WTW 340i
Sauerstoffsättigung	in %	vor Ort	WTW 340i
elektrische Leitfähigkeit	$\mu\text{S cm}^{-1}$	vor Ort	Dist 3, Hanna
pH-Wert		vor Ort	WTW 340i
Ammonium	mg/l	Labor TZW	
Nitrat	mg/l	Labor TZW	
Nitrit	mg/l	Labor TZW	
Eisen	mg/l	Labor TZW	
Mangan	mg/l	Labor TZW	
Bor	mg/l	Labor TZW	
Chlorid	mg/l	Labor TZW	
Sulfat	mg/l	Labor TZW	
AOX	$\mu\text{g/l Cl}$	Labor TZW	
DOC	mg/l	Labor TZW	
SAK _{254nm}	1 m^{-1}	Labor TZW	

Tab. 5: Klassifizierung der mitgeförderten Menge an Sand, Feinsand, Schluff, Detritus, und Ocker (Quelle: HAHN & MATZKE 2005)

Klasse	Bedeutung	Beschreibung
0	fehlend	kein Sediment
1	wenig	Sammelbehälter enthält geringe Sedimentmengen
2	viel	Sammelbehälter bis 1 cm Sediment
3	sehr viel	Sammelbehälter mit mehr als 1 cm Sediment

3.2 Faunistische Probennahme

Faunistische Probennahmen aus dem Grundwasser sind stets problematisch. Vor allem die Abundanzen und die Diversität der Organismen und die Zusammensetzung der Zoozönosen müssen bei grundwasserökologischen Untersuchungen repräsentativ erfasst werden.

Eine Möglichkeit bietet die Beprobung von bereits angelegten Grundwassermessstellen, deren Rohrwände in bestimmten Bereichen geschlitzte Filterbereiche aufweisen, so dass die Fauna in die Filterrohre eindringen kann. Dabei wirken die Pegelrohre wie Fallen, da die aktiv in die Pegel eindringenden Tiere aufgrund ihrer positiven Tigmotaxis nach unten zum Pegelsumpf streben. Dort finden die Organismen einen besonders günstigen Lebensraum hinsichtlich Raum und Nahrungsangebot in Form von allochthonem Detritus. Da der Grund des Pegels geschlossen ist, sammeln sich die Tiere dort an. Folglich finden sich im Pegelsumpf deutlich erhöhte Abundanzen der Organismen gegenüber denen des Aquifers (MATZKE 2005). Untersuchungen von STEENKEN (1998) und HAHN & MATZKE (2005) zeigten aber, dass sich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften innerhalb des Pegels der Artendiversität des umgebenden Grundwassers ähnelt und daher repräsentativ ist.

Um die Fauna der Pegel zu erfassen, ist ein Einsatz von Pumpen - die am weitesten verbreitete Methode für Grundwasseruntersuchungen - möglich. Allerdings ist diese Methode sehr zeitintensiv und kostspielig. Außerdem können nur bestimmte Pumpentypen eingesetzt werden, um eine mechanische Zerstörung der Organismen zu vermeiden. Weitere Nachteile sind nach BOULTON et al. (2004), DUMAS & FONTANINI (2001) und HAHN (2003) die Veränderungen von Sedimentstrukturen, Abundanzen und Artenzusammensetzungen bei unterschiedlichen Pumpraten und Probenmengen.

Daher wurde für die Probennahme im Untersuchungsgebiet ein so genannter Netzsammler nach FUCHS & HAHN (in prep.) benutzt (Abb. 11). Dabei handelt es sich

um ein modifiziertes Cvetkov-Netz (CVETKOV 1968), das für diese Art der Untersuchungen entwickelt wurde. Der Netzsammler hat eine Maschenweite von $74\ \mu\text{m}$ und einen oberen Durchmesser von $4,9\ \text{cm}$. So können auch schmale Grundwassermessstellen ab einem Innendurchmesser von 2 Zoll untersucht werden.

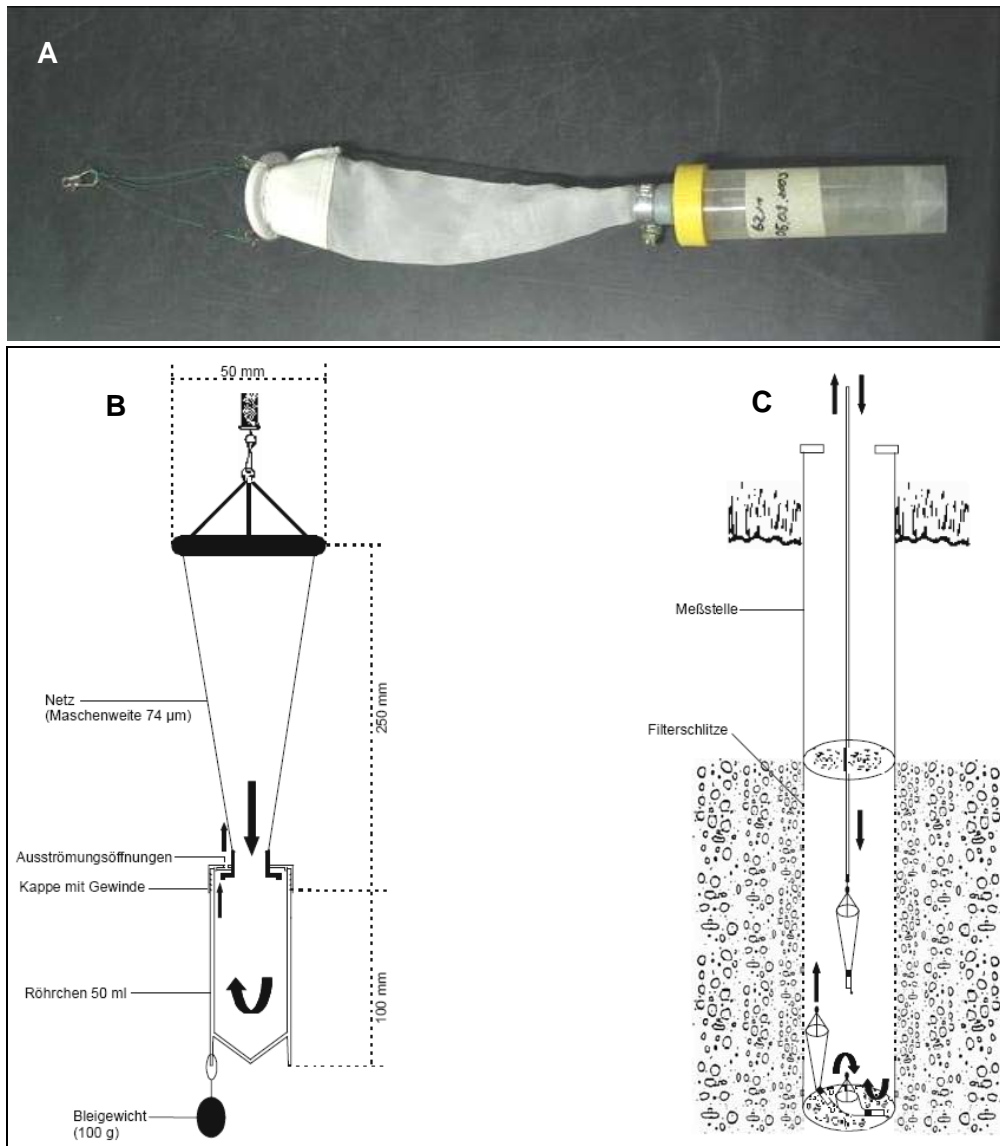


Abb. 11: (A) Netzsammler mit angeschraubtem Sammelbehälter; (B) Schematischer Aufbau des Netzsammlers (Pfeile deuten Wasserstrom an); (C) Funktionsweise des Netzsammlers bei der Beprobung (Quelle B und C: MATZKE 2005)

Der Einsatz des Netzsammlers ist eine adäquate Methode zur Erfassung der Grundwasserfauna (DUMAS & FONTANINI 2001; HAHN 2002; MALARD et al. 1997), da die Zusammensetzung der Arten des Aquifers repräsentativ erfasst wird (HAHN 2003, 2005; HAHN & MATZKE 2005; MATZKE & HAHN 2002; POSPISIL 1992; SINTON 1984; STEENKEN 1998). Die Abundanzen können im Pegelinneren allerdings um das 14- bis 590-fache erhöht sein (HAHN & MATZKE 2005, MATZKE 2005).

Ein Nachteil des Verfahrens ist, dass nur die Siedlungsstruktur der gesamten Filterstrecke des Pegels erfasst wird. Über die vertikale Verteilung der Lebensgemeinschaften können folglich keine Aussagen gemacht werden.

Der mit Bleigewichten beschwerte Netzsammler wurde mit einer Angel bis auf den Grund des Pegels abgesenkt und dann ruckartig 15 Mal um ca. 1,5 m heraufgezogen und wieder herabgelassen (Abb. 11 C). Das Netz wurde anschließend mit Wasser gesäubert, damit die noch im Netz befindlichen Organismen und Detritus in das Proberöhrchen hineingespült werden. Die Faunaproben wurden im Labor gefiltert (Maschenweite: 63 µm) und die Tiere lebend nach Großgruppen sortiert, fixiert (Tab. 6) und danach präpariert und bestimmt.

Tab. 6: Fixierungsmethoden der Faunagruppen

Taxa	Fixierung
Cyclopoida, Harpacticoida	Ethanol (96 %) mit Glycerin
Ostracoda	Ethanol (80 %) mit CaCO ₃
Acari	Koenike-Gemisch ¹
Oligochaeta	Ethanol (80 %) mit 3 Tropfen Formol
Nematoda	Formol (4 %)
Insecta	Ethanol (70 %)
Turbellaria	Ethanol (80 %)

¹Verhältnis Glycerin:Eisessig:Wasser = 10:3:6

Die Crustacea und Polychaeta wurden bis auf Artniveau bestimmt. Zur Determination der Arten wurde folgende Bestimmungsliteratur benutzt: EINSLE (1993) zur Bestimmung der Cyclopoida, JANETZKY et al. (1996) für die Harpacticoida, MEISCH (2000) für die Ostracoda und SCHMINKE (2007b, c) für die Determination der Bathynellacea und Amphipoda sowie WÄGELE (2007) für die Isopoda.

3.3 Statistische Analyse der Daten

Die statistische Auswertung erfolgte mit den Statistik-Programmen SPSS 15.0 (SPSS Inc.), PRIMER v6 (Primer-E. Ltd.) und Excel XP (Microsoft Corporation). Da die sechs zusätzlichen Pegel faunistisch nur über sechs Monate und nur vier der sechs Pegel über fünf Monate hydrochemisch beprobt wurden, werden bei den statistischen Analysen aller Pegel nur der entsprechende Zeitraum zwischen März und August 2005 berücksichtigt.

Die hydrochemischen und faunistischen Parameter wurden auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnov-Test (K-S-Test) überprüft. Dabei wurde von einer Abweichung von der Normalverteilung bei $p < 0,05$ ausgegangen. Die Daten waren auch nach einer Transformation [$\text{Log}_{10}(x+1)$, Quadratwurzel, 4. Wurzel] meist nicht normalverteilt, so dass überwiegend nicht-parametrische Verfahren benutzt wurden.

Zur Darstellung der Ergebnisse wurden z. T. Boxplots (Box-and-Whisker-Plot) eingesetzt. Dabei zeigt die mittlere Linie innerhalb der Box den Median an, die Boxbegrenzungen sind die erste und dritte Quartile, d.h. die Box zeigt die mittleren 50 % der Fälle der Verteilung. Die Querstriche am Ende der Längsachsen (der Whiskers) zeigen die 10- und 90-Perzentilen an.

Werte, die zwischen 1,5 und drei Boxenlängen vom oberen bzw. unteren Quartilswert abweichen, werden als Ausreißer bezeichnet und sind als kleine Kreise

gekennzeichnet (JANSSEN & LAATZ 2005). Die kleinen Sternchen stellen Extremwerte dar, die mehr als drei Boxlängen von den Quartilswerten abweichen (JANSSEN & LAATZ 2005).

3.3.1 Statistische Analyse der physikochemischen Daten

Als multivariate Ordinationsverfahren wurden für die abiotischen Faktoren eine Hauptkomponentenanalyse (PCA = Principal components analysis) durchgeführt. Dafür wurden die hydrochemischen Daten über den Median aggregiert, der bei nicht normalverteilten Daten robuster gegenüber dem arithmetischen Mittel ist.

Die abiotischen Parameter wurden zur Annäherung an die Normalverteilung bis auf den pH-Wert logarithmiert. Mittels der PCA wurden die physikochemischen Messergebnisse ausgewertet. Eine PCA eignet sich gut für abiotische Daten, da bei solchen Datensätzen nicht viele Nullwerte vorkommen. Zuvor wurden bestehende Korrelationen zwischen den einzelnen Variablen mittels Spearman-Rangkorrelation überprüft. Der Spearman-Rangkorrelationstest hat den Vorteil, dass der Einfluss von Ausreißern gering bleibt (LOZÁN & KAUSCH. 1988). Anschließend wurde der Datensatz standardisiert, um die verschiedenen Daten mit ihren unterschiedlichen Skalen besser vergleichen zu können (LEYER & WESCHE 2007).

Die PCA ist ein multivariates Ordinationsverfahren. Ordination bedeutet, dass multivariate Datensätze, die als mehrdimensionale Räume zu verstehen sind, durch Dimensionsreduktion auf zwei- oder dreidimensionale Darstellungen reduziert werden (LEYER & WESCHE 2007). Mit Hilfe der Ordination sollen dabei die wichtigsten Gradienten ermittelt und als entsprechende Gradientachsen dargestellt werden. An diesen Achsen sollen die Objekte mit ähnlichen Ausprägungen entsprechend nahe beieinander liegen (LEYER & WESCHE 2007).

Man geht davon aus, dass sich viele Umweltfaktoren ähnlich verhalten, miteinander korrelieren und entsprechend redundant sind. Folglich ist nicht die gesamte gemessene Varianz für Interpretationen wichtig, sondern nur der Anteil, der sich auf die wichtigsten Hauptkomponenten abbilden lässt. Die PCA versucht neue Achsen zu errechnen, die mögliche Redundanzen zusammenfasst. Das bedeutet, dass die PCA eine „künstliche“ Achse generiert, die möglichst viel der vorhandenen Varianz der Daten darstellt (HENRION et al. 1987). Die zweite Achse soll dann den maximalen Rest der Varianz abbilden, wobei sie orthogonal, also senkrecht zur ersten Achse steht (HENRION et al. 1987). Die Güte der Ordination wird über den Prozentsatz der erklärten Varianz (Anteil der Achsenvarianz an der Gesamtvarianz) und über die Eigenwerte der einzelnen Parameter ermittelt. Je höher die Eigenwerte und die erklärte Varianz bei der ersten und zweiten Achse, desto erfolgreicher war die Dimensionsreduktion und desto aussagekräftiger ist die PCA (RENSCHER 2002).

Bei der Darstellung der PCA werden auch die Eigenvektoren der einzelnen in der PCA berücksichtigten Parameter in Form von Linien dargestellt. Dabei gilt, dass die Richtung der Linie die Korrelation mit den beiden Achsen anzeigt und die Länge die Bedeutung der Variable für die PCA angibt. Je höher der Wert des Eigenvektors, desto länger ist die Vektorenlinie eines Parameters in der PCA und desto gewichtiger ist der Parameter für die Verteilung der Objekte in der PCA. Dabei sollten Eigenvektoren von über 0,3 berücksichtigt werden (CLARKE & GORLEY 2006).

Zusätzlich zur PCA wurden Clusteranalysen und Multidimensionale Skalierungen (MDS) durchgeführt, um zu überprüfen, ob diese multivariaten Verfahren zu ähnlichen Ergebnissen kommen. Während die MDS eine Gradientanalyse darstellt (siehe Kap. 3.3.2), handelt es sich bei der Clusteranalyse um ein hierarchisch-agglomeratives Klassifikationsverfahren. Ziel ist es, die zu untersuchenden Objekte mit ihren verschiedenen Merkmalen zu Clustern zusammen zu fassen, in denen die Objekte möglichst homogen und die verschiedenen Cluster möglichst heterogen sind (JANSSEN & LAATZ 2005). Das Ergebnis der Clusteranalyse ist ein Dendrogramm, in denen die

Länge der Äste die Unähnlichkeit zwischen den Objekten anzeigt. Aufgrund der Vielzahl von möglichen Optionen bei einer Clusteranalyse können teilweise unterschiedliche Dendrogramme gebildet werden, so dass es keine objektiv richtige Gruppierung gibt. Daher soll die Clusteranalyse nur zur Kontrolle der zuvor sichtbaren Gruppenbildungen dienen. Als Cluster-Algorithmus wurde das Complete linkage-Verfahren ausgewählt, das die Ähnlichkeit zwischen zwei Clustern als den Abstand zwischen den beiden entferntesten Objekten in den Clustern definiert (LEYER & WESCHE 2007). Diese Methode verhindert Treppenbildungen in den Dendrogrammen und führt zu klaren Clusterstrukturen (LEYER & WESCHE 2007).

Die in der PCA ersichtlichen Gruppenunterschiede wurden durch eine one-way-ANOSIM (siehe Kap. 3.3.2) und mittels einer multivariaten Diskriminanzanalyse (DA) überprüft. Voraussetzung für eine Diskriminanzanalyse ist eine multivariate Normalverteilung, doch zeigt sich die DA nach MCGARIGAL et al. (2000) als robust gegenüber nicht-normalverteilten Daten und kann daher genutzt werden.

Bei einer Diskriminanzanalyse liegen die Objekte bereits als Gruppen vor, die sich anhand von Klassifikationsmethoden ergeben haben (LEYER & WESCHE 2007). Sie überprüft, ob sich die Gruppen hinsichtlich ihrer Merkmale signifikant unterscheiden und ermittelt die Merkmale, die zur Unterscheidung der Gruppen bedeutsam sind (MCGARIGAL et al. 2000). Die DA versucht die Gradienten (kanonische Diskriminanzfunktionen) zu errechnen, welche die maximalen Unterschiede zwischen den Gruppen und die minimalen Differenzen innerhalb der Gruppen beschreiben (LEYER & WESCHE 2007).

Die Signifikanzüberprüfung der Unterschiede zwischen den gebildeten Gruppen erfolgte in einem ersten Schritt durch den Kruskal-Wallis-Test (H-Test). Es handelt sich dabei um eine einfaktorielle Varianzanalyse, die keine Normalverteilung der Daten voraussetzt (UNTERSTEINER 2005) und die gemessenen Werte der Gruppen in eine gemeinsame Rangordnung überführt. Dabei wird der H_0 -Hypothese, dass alle Gruppen

aus einer Grundgesamtheit stammen, die H_1 -Hypothese (die Gruppen haben verschiedene Grundgesamtheiten) gegenübergestellt (JANSSEN & LAATZ 2005).

Zeigten sich durch den H-Test signifikante Unterschiede, wurde anschließend ein Mann-Whitney-Test (U-Test) durchgeführt, der Abweichungen zwischen den einzelnen Gruppen auf ihre Signifikanz überprüft. Der U-Test ist gleichfalls ein nicht-parametrischer Test für zwei unabhängige Stichproben, der die Mittelwerte von Verteilungen vergleicht (UNTERSTEINER 2005). Auch bei dem U-Test werden den Messwerten Rangplätze zugeordnet.

3.3.2 Statistische Analyse der faunistischen Daten

Anhand einer Taxa-Pegel-Matrix konnten faunistische Gruppen abgegrenzt werden, die durch eine one-way-ANOSIM (Analysis of Similarity) überprüft wurden. Die ANOSIM ist ein nicht-parametrisches, multivariates Verfahren und entspricht einer multivariaten ANOVA (Analysis of Variance). Sie testet auf die Nullhypothese, die besagt, dass es keine Unterschiede zwischen den Gruppen hinsichtlich eines spezifischen Faktors gibt (CLARKE & GORLEY 2006). Der dabei berechnete globale R-Wert liegt theoretisch zwischen -1 und 1. Normalerweise ergeben sich R-Werte zwischen 0 und 1, sonst wären die Ähnlichkeiten zwischen den Gruppen größer als innerhalb einer Gruppe (CHAPMAN & UNDERWOOD 1999). Existieren keinerlei Ähnlichkeiten zwischen den Gruppen so wäre $R = 1$. In der Praxis sprechen R-Werte über 0,75 für eine sehr gute Trennung zwischen den Gruppen und über 0,5 für eine noch gerechtfertigte Gruppentrennung mit vorhandenen Überlappungen. Liegen die ermittelten R-Werte unter 0,3 kann von einer Gruppentrennung nicht mehr ausgegangen werden. Bei der Berechnung der ANOSIM führt PRIMER v6 noch paarweise Permutationstests zwischen den einzelnen Gruppen aus, so dass auch

Aussagen hinsichtlich der Trennung zwischen den einzelnen Gruppen möglich sind. Bei der Durchführung einer ANOSIM ist es von Bedeutung, dass die Gruppeneinteilung vor einer statistischen Analyse durchgeführt wird, da es sonst zu zirkulären Ergebnissen kommt (CLARKE & GORLEY 2006).

Für die weitere faunistische Analyse wurden die Daten über das arithmetische Mittel aggregiert und danach 4. Wurzel-transformiert, damit der dominierende Einfluss von Taxa mit hohen Abundanzen auf die Analyse abgeschwächt wird (CLARKE & GORLEY 2006).

Um die Biozönosen der einzelnen Pegel miteinander zu vergleichen, wurden nicht-metrische multidimensionale Skalierungen (MDS) (KRUSKAL & WISH 1978) über die Bray-Curtis-Ähnlichkeit durchgeführt. MDS-Verfahren führen im Vergleich zu PCAs und ähnlichen Methoden zu besseren Ordinationsergebnissen (FASHAM 1977; MINCHIN 1987; CLARKE & WARWICK 2001).

Das MDS-Verfahren ist eine indirekte Gradientenanalyse, die auf Basis von Distanzmatrizen Ähnlichkeiten zwischen den Proben mathematisch berechnet. Basis für die Distanzmatrix ist der Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizient, der den Vorteil besitzt, dass er durch Null-Wertvergleiche, wie sie bei faunistischen Daten häufig sind, nicht beeinträchtigt wird (CLARKE & WARWICK 2001). Die MDS selbst ist in der Lage, Muster von n-dimensionalen Daten zu erkennen und sie zweidimensional wiederzugeben. Dabei gilt, dass je näher zwei Objekte in der Abbildung zusammen liegen, desto ähnlicher sind sich die Ausprägungen der Objekte in der Realität. Die Güte der zweidimensionalen Abbildung hinsichtlich der tatsächlichen Ausprägungen wird über den Stresswert ermittelt. Dabei gelten Stresswerte unter 0,1 als gut, zwischen 0,1 und 0,15 als brauchbar, zwischen 0,15 und 0,2 als akzeptabel, aber die Gefahr von Fehlinterpretationen steigt und über 0,2 als wahrscheinlich ungeeignet. Steigt die Güte über einen Stresswert von 0,35 ist die Darstellung der MDS rein zufällig (LEYER & WESCHE 2007).

Weiterhin wurden die Gruppen mit einer Cluster-Analyse (siehe Kap. 3.3.1) getestet, um die Aussage der MDS zu überprüfen.

Mögliche Beziehungen zwischen der Fauna und der abiotischen Parameter wurden erneut mit einer DA ermitteln. Dabei sollte geklärt werden, welche abiotischen Faktoren die Faunagruppen am besten diskriminieren.

Um weitere mögliche Korrelationen zwischen biotischen und hydrochemischen Parametern herauszufinden, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman verwendet, da den metrischen Daten keine zweidimensionale Normalverteilung zugrunde lag (UNTERSTEINER 2005). Die Werte des Koeffizienten lassen Aussagen über die Stärke der Korrelationen zwischen zwei Merkmalen zu. Dabei sprechen Werte zwischen 0,7-1 für sehr hohe, zwischen 0,5-0,7 für mittlere und zwischen 0,2-0,5 für geringe Korrelationen (UNTERSTEINER 2005).

3.3.3 Grundwasserfauna-Index (GFI)

Zur Abschätzung der Stärke des hydrologischen Austausches zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser wurde der Grundwasserfauna-Index (GFI) nach HAHN (2006a) angewendet. Der GFI ist ein erster Ansatz, um hydrologische Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser zu quantifizieren. Der Index berechnet sich aus der Standardabweichung der Temperatur (SD [T]), dem relativen Detritusgehalt (siehe Tab. 5) und dem Sauerstoffgehalt gemäß folgender Formel:

$$\text{GFI} = \sqrt{\text{O}_2 \text{ (mg/l)}} \cdot \sqrt{\text{relativer Detritusgehalt}} \cdot \text{SD [T]}$$

Detritus als Nahrungsgrundlage und der Sauerstoffgehalt gelten als limitierende Faktoren für das Vorkommen von Meiofauna im Grundwasser. Die Standardabweichung der Temperatur kann wahrscheinlich als direkter Indikator für den hydrologischen Austausch betrachtet werden (HAHN 2006a). Dabei gilt, dass je größer die Temperaturschwankungen sind, desto stärker ist der Einfluss durch Oberflächenwasser. Aufgrund der schwächeren Korrelation von Sauerstoffgehalt und relativem Gehalt an Detritus mit der Fauna gegenüber der Standardabweichung der Temperatur werden beide Parameter radiziert. Anhand der Größe des GFI und des damit verbundenen trophischen Gefüges (Alimonie) kann man drei Grundwasserbiotoptypen ableiten (Tab. 7).

Tab. 7: Charakteristika der drei in Abhängigkeit vom GFI gebildeten Grundwasserbiotoptypen (Quelle: HAHN 2006a)

	Hydrol. exchange	GW-Fauna- Index	Detritus	Bact. abund. (col./ml)	SD Temp. (°C)	DO (mg/l)	Numbers of taxa	Total abund. Fauna (Ind./l)	
Type I, Oligo-alimonic	Weak	< 2.0	absent or little	< 150	< 2.0 °C	< 3.0	< 1	< 3	often absent, prevailingly stygobites
Type II, Meso-alimonic	Moderate	> 2.0 – 10.0	little	100 - 1000	1 - 3.0 °C	> 2	1 - 4	< 50	prevailingly stygobites
Type III, Eu-alimonic	High	> 10.0	much to very much	> 1000	> 3.0 °C	> 3	> 3	> 50	prevailingly ubiquists & stygoxenes

Die oligo-alimonen Biotope sind durch einen geringen hydrologischen Austausch gekennzeichnet. Die davon abhängigen Variablen Detritus- und Sauerstoffgehalt sowie die Temperaturschwankungen und somit auch der GFI sind entsprechend gering. Unmittelbare Folgen sind geringe mikrobielle Abundanzen und somit auch niedrige Arten- und Individuenzahlen der Meiofauna (Tab. 7). Vorherrschende Arten sind stygobionte Tiere. Diese Organismen sind als typische A-Strategen an die schwierigen Lebensbedingungen im Grundwasser angepasst. Dabei ist zu beachten, dass Grundwasserlebensräume Adaptationen an diese extremen Lebensbedingungen fördern,

aber aufgrund der fehlenden interspezifischen Konkurrenz keine Spezialisten selektieren (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003).

Steigt der Einfluss des Oberflächenwassers auf die Grundwasserbiotopie, erhöhen sich auch Sauerstoffkonzentrationen, Detritismengen sowie Temperaturamplituden und dementsprechend der GFI. Durch das verbesserte Nahrungsangebot nehmen sowohl die Bakterien- als auch Metazoenabundanzen zu, und das Taxaspektrum verändert sich in den eu-alimonen Biozönosen durch die Zunahme von euryöken bzw. stygoxenen Arten, die unter solchen günstigen Bedingungen auch im Grundwasser längerfristig überleben können.

Der GFI erlaubt Vorhersagen zu den Abundanzen, zum Artenreichtum und zur Gemeinschaftsstruktur der auftretenden Fauna, die mit diesen Parametern stark korreliert, während andere physikochemische Parameter keine oder nur geringe Korrelationen mit der Fauna aufweisen (HAHN 2006a). Um zu prüfen, inwieweit der GFI mit den faunistischen Ausprägungen der Untersuchungsstellen korrelierte, wurde neben dem Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten erneut eine DA durchgeführt.

4 Ergebnisse

Aufgrund der unterschiedlichen Beprobungszeiträume der Pegelreihen A, B, C (faunistisch und physikochemisch von Februar 2005 bis Januar 2006) und der Pegel 11, 12, 13, 14, 15, 80 (faunistisch: März 2005 – August 2005, physikochemisch: April 2005 – August 2005 exklusive Pegel 11 und 15) erfolgt eine Auswertung aller Pegel für den halbjährigen Untersuchungszeitraumes und für die A-, B- und C-Pegel gesondert über den Zeitraum eines Jahres.

4.1 Physikochemische Analysen

4.1.1 Grundwasserstände und Abfluss des Rheins

Der Rheinwasserstand war zu Beginn der Beprobung, Ende Februar 2005, am höchsten (Abb. 12). Das Hochwasser des Rheins erreichte an diesem Beprobungstermin die Bodenoberfläche der Pegelreihe A knapp. Danach sank der Wasserstand des Rheins bis Anfang März deutlich ab. Im April und Ende August 2005 folgten lediglich noch geringe Zunahmen der Abflusswerte, die Ende November 2005 einen Tiefstand erreichten.

Während der Probennahme folgten die Grundwasserstände der drei Pegelreihen A, B und C den Rheinwasserständen mit nur geringer zeitlicher Verzögerung. Dabei lag der Grundwasserstand meist um ca. 1 bis 1½ m höher als der Rheinwasserstand. Die zusätzlichen Pegel wurden in Abb. 12 aufgrund der nur sechsmonatigen Beprobung nicht berücksichtigt.

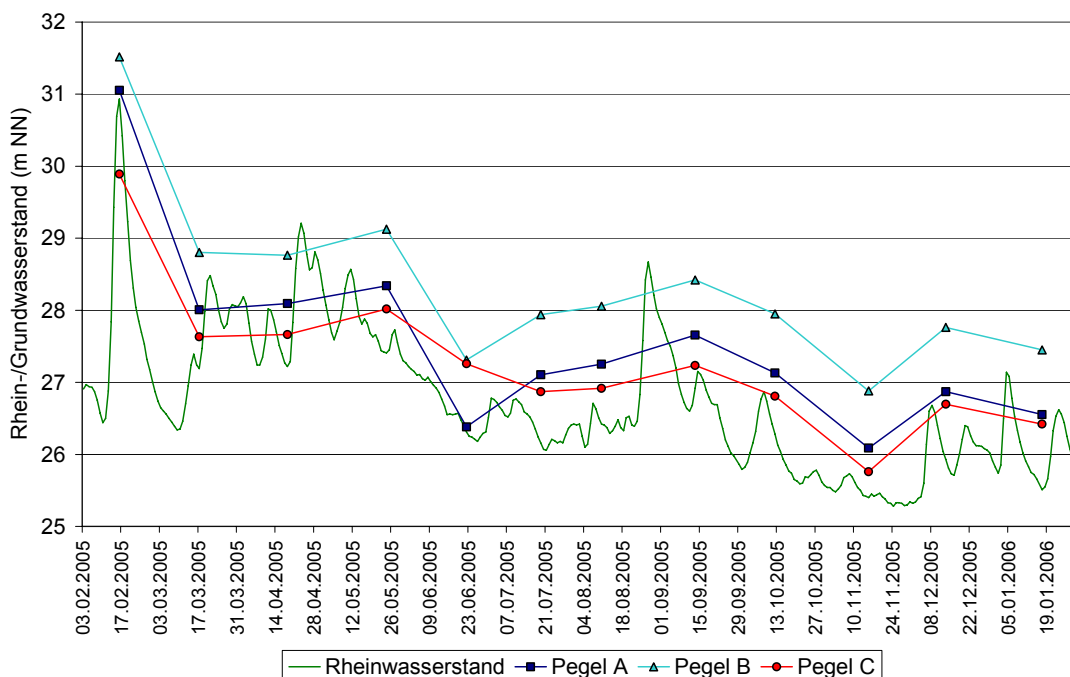


Abb. 12: Gemittelte Grundwasserstände der Pegelreihen A, B und C zu den Probennehmerterminen und der Wasserstand des Rheins

4.1.2 Physikochemische Analyse aller Pegel

Da neben den neun Pegeln der Pegelreihen A, B und C noch vier weitere Pegel vom April bis August 2005 hydrochemisch untersucht wurden, erfolgt hier eine gesonderte Betrachtung aller Pegel über diesen Zeitraum. Da zwei der zusätzlichen Pegel (Pegel 11 und 15) mit Ausnahme der Feldparameter (Temperatur, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit) physikochemisch nicht untersucht wurden und der Beprobungszeitraum von fünf Monaten relativ kurz ist, muss eine zeitliche Analyse unberücksichtigt bleiben.

Die Anhangstabellen A1-A3 geben eine Übersicht über die hydrochemischen Untersuchungsergebnisse.

Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Um bestimmte Gradienten innerhalb der Hydrochemie erkennen zu können und um die Ableitung der Herkunft des Wassers anhand der physikochemischen Parameter zu ermöglichen, wurde eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt. Dabei sollen Parameter, die deutlich miteinander korrelieren, nicht berücksichtigt werden (CLARKE & GORLEY 2006). Aufgrund der hohen Korrelation zwischen dem Sauerstoffgehalt und der Sauerstoffsättigung sowie der elektrischen Leitfähigkeit und Sulfat wurden Sauerstoffsättigung und die Sulfat-Werte für die PCA nicht berücksichtigt (Tab. A4). Es zeigen sich auch deutliche Korrelationen zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und Bor bzw. zwischen Sulfat und Bor (Tab. A4). Da Borverbindungen wasserlöslich sind und gute Tracer für anthropogene Belastungen im Grundwasser urbaner Räume sind (BARTH 2000; SCHIRMER et al. 2007) wird Bor bei der Analyse trotz der Korrelation mit der elektrischen Leitfähigkeit berücksichtigt. Gleiches gilt für den Summenparameter SAK_{254nm} , der naturgemäß deutlich mit den DOC-Konzentrationen korreliert (Tab. A4). Aufgrund seiner Bedeutung hinsichtlich des Nachweises von organischen Belastungen, insbesondere von aromatischen organischen Stoffen, wurde er ebenfalls in die Analyse einbezogen.

Anhand der PCA der chemischen Parameter (Abb. 13) konnten vier unterschiedliche hydrologische Gruppen identifiziert werden: (I) der Rhein als Oberflächengewässer [OW Rhein], (II) die hyporheische Zone [Hyporheal] als den durch das infiltrierende Rheinwasser gekennzeichneten Übergangsbereich zum Grundwasser, (III) der Bereich des durch Oberflächenwasser beeinflussten, alluvialen Grundwassers [Alluv. GW] und (IV) die Zone des landseitigen Grundwassers [landseitiges GW].

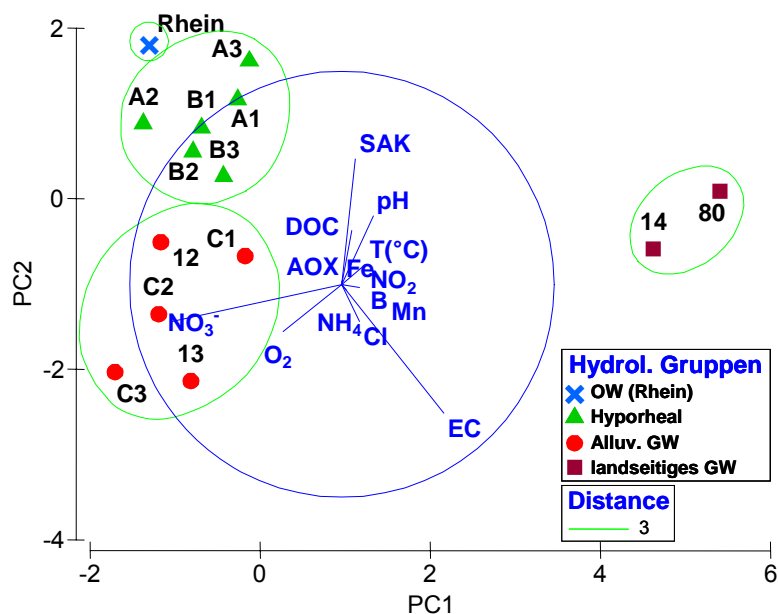


Abb. 13: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der physikochemischen Parameter für alle Pegel (exklusive 11 und 15) von April bis August 2005 (Daten wurden über den Median aggregiert; grüne Kreise: Gruppenbildung der Clusteranalyse (siehe Abb. 15); Distance = Euklidische Distanz) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Das Wasser des Rheins [OW Rhein] unterschied sich von allen anderen Gruppen vor allem durch den höheren Sauerstoffgehalt sowie durch höhere DOC- und SAK₂₅₄-Werte (Tab. A2). Im Bereich des [Hyporheals] lagen im Vergleich zur Gruppe [OW Rhein] die DOC-Konzentrationen um ca. ein Drittel und die SAK₂₅₄-Werte ca. 50 % niedriger, wobei die elektrische Leitfähigkeit auf einem Niveau von unter 650 $\mu\text{s cm}^{-1}$ blieb und somit eine Abgrenzung von den Gruppen [Alluv. GW] und [landseitiges GW] bedeutet. Die Gruppe [Alluv. GW] wird durch elektrische Leitfähigkeitswerte von > 700 $\mu\text{s/cm}$ und niedrigere Temperaturen (Median: 13,3 - 14,2° C) gekennzeichnet. Im Vergleich dazu grenzt sich die Gruppe [landseitiges GW] durch eine höhere elektrische Leitfähigkeit (Median > 870 $\mu\text{s/cm}$) sowie durch geringere Sauerstoffgehalte (Median: 1,03 - 1,99 mg/l) und niedrige Nitratwerte (Mediane: < 1,5 mg/l) ab (Tab. A2).

Die Anordnung der untersuchten Pegel in der PCA ist am stärksten durch Nitrat (Eigenvektor: 0,799) und die elektrische Leitfähigkeit (Eigenvektor: 0,479) auf der

ersten Achse sowie die elektrische Leitfähigkeit (Eigenvektor: -0,605) und den SAK₂₅₄ (Eigenvektor: -0,590) auf der zweiten Achse gekennzeichnet (Tab. 8, Abb. 13).

Tab. 8: Eigenvektoren der einzelnen chemischen Parameter für fünf Gradientachsen der PCA für alle Pegel (exklusive 11 und 15) von April bis August 2005 (Daten wurden über den Median aggregiert) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Variablen	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
T (°C)	-0,112	-0,094	-0,065	-0,061	-0,001
O ₂	0,277	0,221	0,572	0,415	-0,011
EC	-0,479	0,605	-0,129	-0,076	0,183
pH	-0,147	-0,32	-0,599	0,618	-0,095
NH ₄	-0,008	0,002	-0,009	-0,018	0,046
Fe	-0,001	0	-0,005	-0,014	0,003
Mn	-0,085	0,014	-0,081	-0,089	0,529
B	-0,023	0,028	0,011	0,024	0,022
Cl	-0,084	0,175	-0,266	-0,461	-0,271
NO ₃	0,799	0,173	-0,411	-0,178	0,15
NO ₂	-0,001	0,003	-0,004	0,005	0,016
AOX	0,002	-0,016	0,063	-0,143	-0,714
DOC	-0,046	-0,254	0,13	-0,103	0,226
SAK	-0,064	-0,59	0,159	-0,39	0,134

Werden die relativen Konzentrationen dieser wichtigsten PCA-prägenden Faktoren als Kreise auf die PCA aufgetragen (Abb. 14), so sind die Abnahme der Nitratgehalte (Abb. 14 A) sowie die Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit (Abb. 14 B) vom Rhein hin zu den landseitigen Pegel 14 und 80 ersichtlich. Auch die SAK-Gehalte (Abb. 14 C) und die pH-Werte (Abb. 14 D) sanken vom Rhein zu den landseitigen Pegeln, aber auch zu den Pegeln des [Alluv. GW]. Daher sind beide Messgrößen entscheidend für die zweite, senkrecht angeordnete Achse der PCA.

Die Unterschiede der PCA-bestimmenden Parameter zwischen den Gruppen sind signifikant (Mann-Whitney-U-Test: $p < 0,05$), mit Ausnahme von Nitrat für die Gruppen

[OW Rhein] bis [Alluv. GW] und von der elektrischen Leitfähigkeit für die Gruppen [OW Rhein] und [Hyporheal].

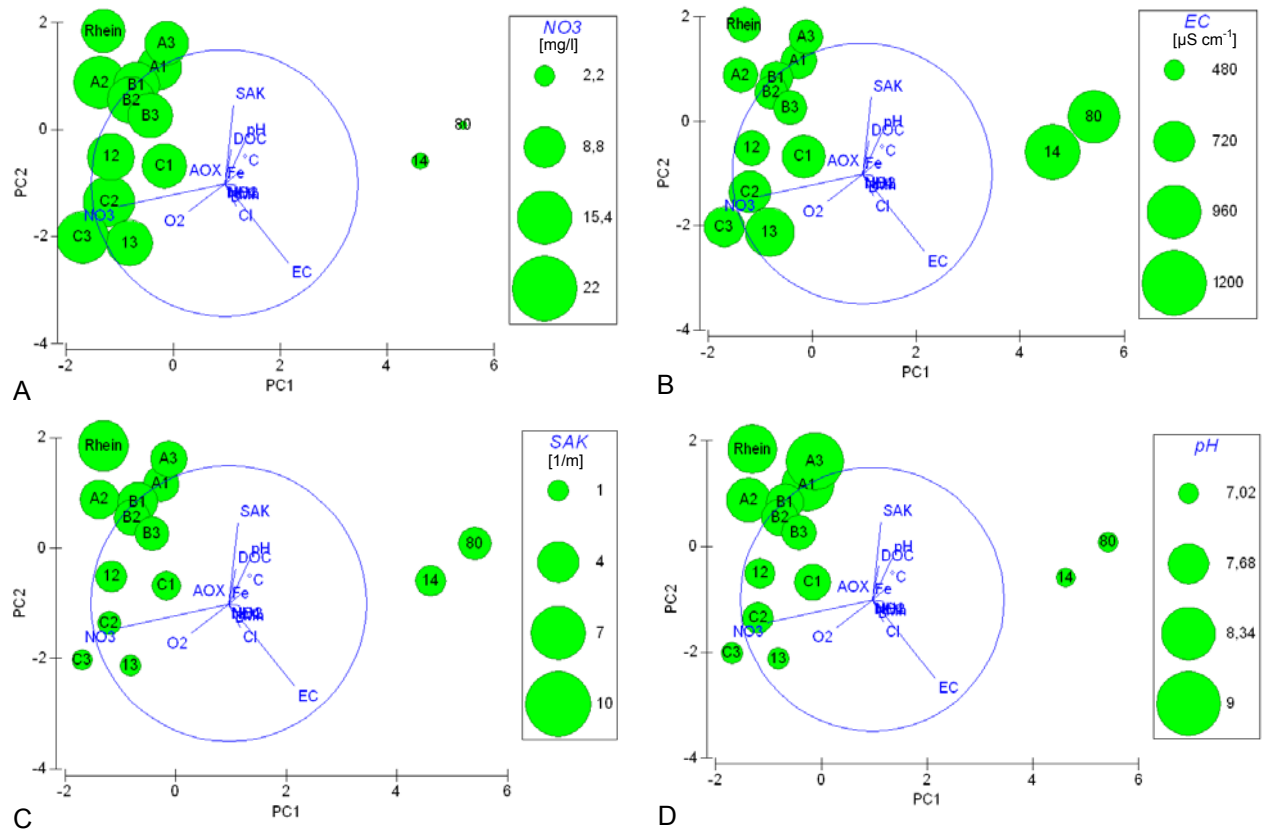


Abb. 14: PCA mit überlagerten physikochemischen Parametern, welche die höchsten Eigenvektoren besitzen: (A) Nitrat [NO₃] und (B) Elektrische Leitfähigkeit [EC] für PC 1, (C) SAK_{254nm} [SAK] und (D) pH-Wert [pH] für PC 2

Cluster-Analyse

Die Ergebnisse der Cluster-Analyse (Abb. 15) zeigen ein ähnliches Bild. Anhand des Dendrogramms ist zu erkennen, dass die in Gruppe [Hyporheal] zugehörigen Pegel der A- und B-Reihe in ihren Ausprägungen untereinander sehr ähnlich sind und aufgrund der höheren Analogie mit dem Wasserchemismus des Rheins eindeutig oberflächenwasserbeeinflusst sind.

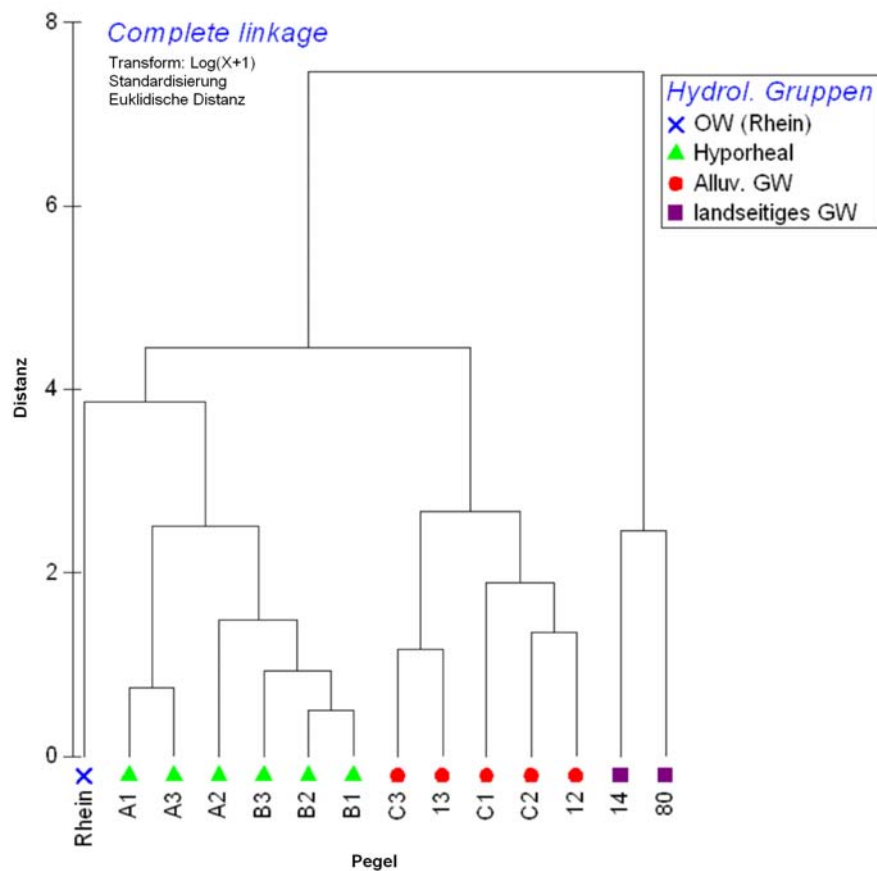


Abb. 15: Cluster-Analyse der physikochemischen Parameter für alle Pegel (exklusive Pegel 11 und 15) im Zeitraum April - August 2005 (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Innerhalb der Gruppe [Alluv. GW] zeigt sich eine Homogenität, welche die Gruppe klar von den anderen abgrenzt. Dabei weist die Gruppe noch kein typisches landseitiges Grundwasser auf und wird eher zu den [Hyporheal]-Pegeln gruppiert. Die deutlichsten Unterschiede zu den anderen hydrologischen Gruppen weist die Gruppe [landseitiges GW] auf, was auf eine völlig andere Herkunft des Grundwassers schließen lässt.

Multidimensionale Skalierung (MDS)

Auch eine MDS der aggregierten physikochemischen Daten zeigt eine vergleichbare Anordnung der hydrologischen Gruppen wie die PCA (Abb. 16). Mittels der MDS werden die vier hydrologischen Gruppen ebenfalls identifiziert, wobei die Pegelreihen A und B gleichfalls nicht weiter aufdifferenziert werden können. Ihre enge physikochemische Assoziation zum Rhein ist aufgrund der räumlichen Lage in der MDS deutlich zu erkennen. Auch die unterschiedlichen hydrochemischen Charakteristika der landseitigen Pegel 14 und 80 werden durch die Entfernung zu den anderen Pegeln in der MDS entsprechend wiedergegeben.

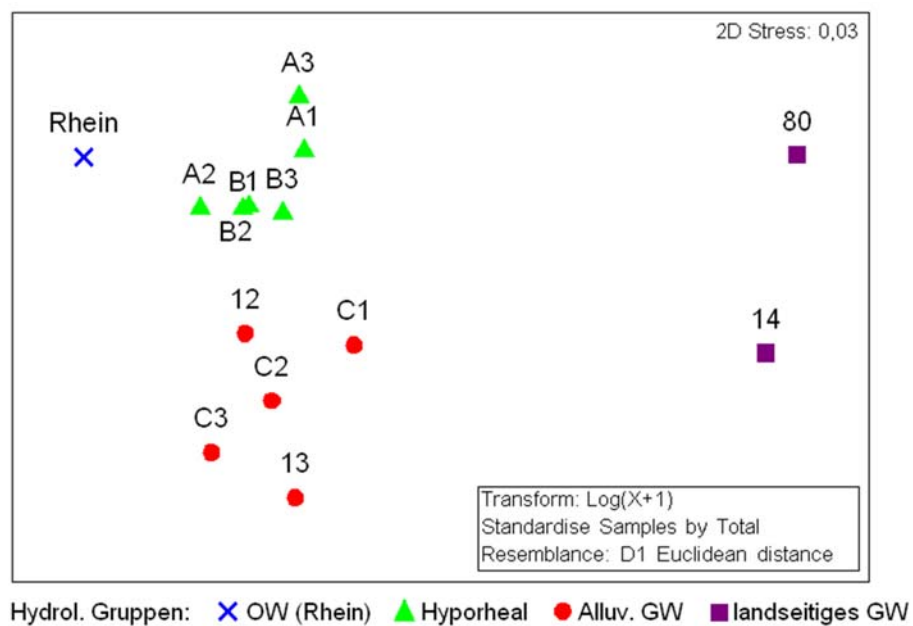


Abb. 16: MDS der physikochemischen Parameter für alle Pegel (exklusive Pegel 11 und 12) (Daten wurden über den Median aggregiert) im Zeitraum April – August 2005 (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

ANOSIM

Die ANOSIM bestätigt die Ergebnisse von PCA, Cluster-Analyse und MDS. Das Ergebnis zeigt, dass die Gruppen eindeutig und signifikant unterschieden werden können (ANOSIM: Globales $R = 0,847$, $p = 0,001$) (Tab. 9). Die deutlichsten Unterschiede ergeben auch hier im Vergleich der Gruppe [landseitiges GW] zu den anderen Gruppen. Die Trennung zwischen den beiden Gruppen [Hyporheal] und [Alluv. GW] deutet mit einem R-Wert von 0,709 auf sehr geringe Gemeinsamkeiten bei der Hydrochemie hin ist aber noch immer eindeutig.

Tab. 9: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der hydrologischen Gruppen für alle Pegel (I = [OW Rhein], II = [Hyporheal], III = [Alluv. GW], IV = [landseitiges GW]) (Zeitraum: April – August 2005) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

<i>Physikochemie (ohne Pegel 11, 15)</i>			
Gruppe	I	II	III
II	0,911		
III	1,0	0,709	
IV	1,0	1,0	1,0

Globales $R = 0,847$; $p = 0,001$

Diskriminanzanalyse (DA)

Die Diskriminanzanalyse ordnet die Einzelproben zu 100 % den Gruppen korrekt zu, wobei die beiden ersten Funktionen der DA 97,2 % der Varianzen erklären (Tab. 10).

Der Eigenwert, als Maß für die Güte der Trennung zwischen den Gruppen, liegt bei den ersten beiden Funktionen deutlich über 1 (Tab. 10). Der kanonische Korrelationskoeffizient zeigt die Stärke des Zusammenhangs zwischen den Diskriminanzwerten

und den Gruppen an und liegt nur knapp unter dem optimalen Wert von 1, wobei der niedrige Wilk's-Lambda auf die Güte der Gruppentrennung hinweist (Tab. 10) (JANSSEN & LAATZ 2005).

Tab. 10: Eigenwerte und kanonische Korrelation der DA für alle Pegel (Zeitraum: April-August 2005) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Diskriminanzfunktion	Eigenwerte	% der Varianz	Kanonische Korrelation	Wilk's-Lambda	
F1	23,858	73,9	0,980	F1-F3	0,00; $p = 0,000$
F2	7,525	23,3	0,940	F2-F3	0,06; $p = 0,000$
F3	0,913	2,8	0,691	F3	0,52; $p = 0,000$

Die folgenden Boxplots (Abb. 17-20) beschreiben die einzelnen physikochemischen Parameter der vier hydrologischen Gruppen. Die einzelnen Messwerte können der Anhangstabelle A1 entnommen werden. In Anhangstabelle A2 sind die Mediane und Standardabweichungen für die Pegel aufgeführt und in der Anhangsabbildung A1 sind Boxplots der physikochemischen Parameter für die einzelnen Pegel dargestellt.

Temperatur

Anhand der Boxplots (Abb. 17 A) ist ersichtlich, dass die höchsten Temperaturen im Rhein selbst (Median: 19,8° C) und im [Hyporheal] (Median: 21,3° C) gemessen wurden (Tab. A2). Auch die Schwankungsbreite ist in diesen beiden hydrologischen Gruppen am größten. Die zwei Gruppen [Alluv. GW] und [landseitiges GW] zeigten deutlich niedrigere Durchschnittstemperaturen (Mediane: 13,4° C bzw. 13,5° C) und eine geringe Amplitude.

Die Temperaturunterschiede zwischen den hydrologischen Gruppen sind signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 70$). Allerdings sanken Temperatur und Temperaturschwankungen vom Rhein zu den Hyporheal-Pegeln nicht ab (Abb. 17 A), so dass sich zwischen diesen beiden Gruppen keine signifikanten Abweichungen feststellen lassen

(U-Test, $p > 0,05$, $n = 35$). Erst bei den Alluvial-Pegeln sind die deutlich niedrigeren Temperaturen und Temperaturamplituden signifikant unterschiedlich zu den Messwerten der anderen Gruppen (U-Test [OW Rhein] und [Alluv. GW], $p < 0,01$, $n = 30$; U-Test [Hyporheal] und [Alluv. GW], $p = 0,000$, $n = 60$).

Sauerstoff

Der Rhein wies die höchsten Sauerstoffwerte (Median: 8,76 mg/l) (Tab. A2) auf, während innerhalb der Pegel niedrigere Konzentrationen vorgefunden wurden. Die Gruppenunterschiede hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes sind höchst signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 70$). So fielen die Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 17 B) deutlich vom Oberflächengewässer des Rheins zu den Pegeln der A- und B-Reihe ab (U-Test, $p = 0,000$, $n = 35$). Die Pegel der Gruppe [Alluv. GW] (Median: 5,05 mg/l) besaßen im Vergleich zur Hyporheal-Gruppe (Median: 3,02 mg/l) signifikant erhöhte Sauerstoffwerte (U-Test, $p = 0,000$, $n = 60$), während das landseitige Grundwasser die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen aufwies (Median: 2,04 mg/l) (U-Test [Alluv. GW] und [landseitiges GW], $p = 0,000$, $n = 40$). Die Schwankungsbreiten der Sauerstoffwerte während des Untersuchungszeitraumes waren im [Hyporheal] (SD = 1,83) und im [Alluv. GW] (SD = 1,53) am höchsten, am geringsten im [OW Rhein] (SD = 1,09).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 17 C) nahm im Untersuchungsgebiet vom Rhein zu den Pegeln mit verstärktem landseitigem Grundwassereinfluss kontinuierlich von im Mittel (Median) 632 $\mu\text{S cm}^{-1}$ [OW Rhein] bis 920 $\mu\text{S cm}^{-1}$ [landseitiges GW] zu. Vor allem von der [Hyporheal]-Gruppe zu den [Alluv. GW]-Pegeln sowie zwischen den Gruppen [Alluv. GW] und [landseitiges GW] stiegen die Leitfähigkeitswerte sprunghaft an (Abb. 17 C, Tab. A2). Diese Erhöhung der Werte ist signifikant (H-Test, $p = 0,000$,

n = 70). Nur zwischen den Gruppen [OW Rhein] und [Hyporheal] können keine signifikanten Abweichungen festgestellt werden (U-Test, $p > 0,05$, n = 35), da die Leitfähigkeitswerte fast identisch sind (Abb. 17 C).

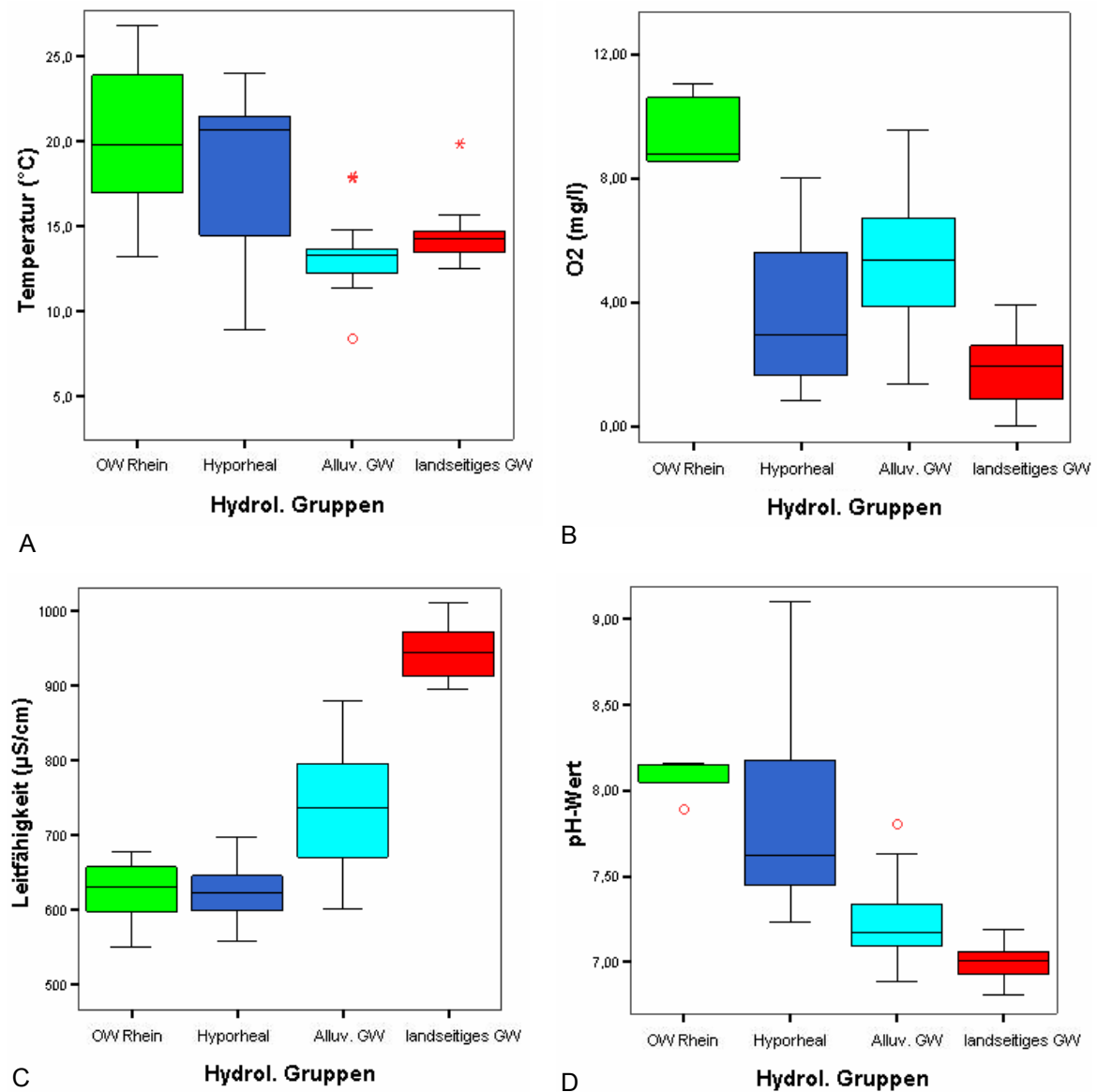


Abb. 17: Boxplots von (A) Temperatur, (B) Sauerstoffgehalt, (C) Leitfähigkeit und (D) pH-Wert der hydrologischen Gruppen (OW Rhein: n=5, Hyporheal: n=30, Alluv. GW: n=25, landseitiges GW: n=10) (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum April – August 2005) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

pH-Wert

Der pH-Wert nahm vom Rhein zum landseitigen Grundwasser kontinuierlich und signifikant ab (H-Test, $p = 0,000$, $n = 70$) (Abb. 17 D). Allerdings finden sich trotz des geringeren Medians der [Hyporheal]-Pegel (Median: pH = 7,81) auch in diesem Fall keine signifikanten Differenzen zwischen dem Rhein (Median: pH = 8,05) und den [Hyporheal]-Pegeln (U-Test, $p > 0,05$, $n = 35$), während alle anderen Gruppenunterschiede hoch signifikant sind (U-Tests, $p \leq 0,001$, $n = 15-60$). Die stärksten Schwankungen während des Untersuchungszeitraumes wies das [Hyporheal] selbst, insbesondere Pegel A3 auf (SD = 0,68), in dem mehrmals pH-Werte von über 9,0 gemessen wurden (Tab. A1).

Ammonium

Die Ammoniumkonzentrationen in den untersuchten Pegeln und im Rhein waren insgesamt sehr niedrig (Mediane: 0,01 mg/l, SD maximal 0,03) (Tab. A2) und zwischen den Gruppen nicht signifikant verschieden (H-Test, $p > 0,05$, $n = 70$). (Abb. 18 A). Nur in den Pegeln des alluvialen und v. a. des landseitigen Grundwassers (Gruppen [Alluv. GW] und [landseitiges GW]) zeigten sich leicht erhöhte Werte (Pegel 14: maximal 0,1 mg/l; Median: 0,04). Dadurch ergeben sich signifikante Unterschiede zwischen der Gruppe [Alluv. GW] und dem [Hyporheal] (U-Test, $p < 0,01$, $n = 55$).

Nitrit

Die Nitritgehalte waren in allen Gruppen relativ ähnlich und lagen im Mittel zwischen 0,01 und 0,03 mg/l (Tab. A2). Zwischen den hydrologischen Gruppen gab es daher keine signifikanten Unterschiede (H-Test, $p > 0,05$, $n = 70$) (Abb. 18 B). Im [Hyporheal] und [Alluv. GW] konnten bei einigen Probenentnahmen erhöhte Nitritwerte festgestellt werden (Pegel C2: 0,09 mg/l, Pegel A3 und B2: 0,07 mg/l) (Tab. A1).

Nitrat

Die Nitratkonzentrationen stiegen vom Rhein (Median [OW Rhein]: 9,0 mg/l) hin zu den Alluvial-Pegeln der Gruppe [Alluv. GW] um ca. 50 % an (Median [Alluv. GW]: 14,6 mg/l), während die Pegel der Gruppe [landseitiges GW], vor allem die Pegel 14 und 80 (Mediane: 1,3 mg/l und 0,3 mg/l), deutlich niedrigere NO_3^- -Konzentrationen aufwiesen (Abb. 18 C, Tab. A2). Die Gruppen hatten höchst signifikant unterschiedliche Nitratwerte (H-Test, $p = 0,000$, $n = 70$). Mit Hilfe des Mann-Whitney-Tests zeigten sich innerhalb der Gruppen aber nur signifikante Differenzen zwischen den ersten drei Gruppen im Vergleich zum [landseitigen GW] (U-Tests, $p \leq 0,001$, $n = 15-40$).

Chlorid

Bei der Betrachtung der Chlorid-Gehalte im Untersuchungsgebiet zeigten sich signifikante Abweichungen zwischen den hydrologischen Gruppen (H-Test, $p = 0,001$, $n = 70$). Die im Gegensatz zu den ersten drei Gruppen geringeren Konzentrationen im [landseitigen GW] (Median: 48,2 mg/l) (Tab. A1, A2) waren signifikant (U-Test [OW Rhein] (Median: 64,9 mg/l) und [landseitiges GW], $p \leq 0,05$, $n = 15$; U-Tests [Hyporheal] (Median: 63,2 mg/l) und [landseitiges GW] sowie [Alluv. GW] (Median: 64,1 mg/l) und [landseitiges GW], $p \leq 0,001$, $n = 40$), während sich zwischen den ersten drei hydrologischen Gruppen keine Unterschiede ergaben (Abb. 18 D). Allerdings wies Pegel C1 gegenüber allen anderen Pegeln um ein Drittel höhere Konzentrationen von im Mittel 83,5 mg/l auf. Auffällig sind auch die hohen Schwankungen in der hydrologischen Gruppe [Alluv. GW] (Abb. 18 D, Abb. A1).

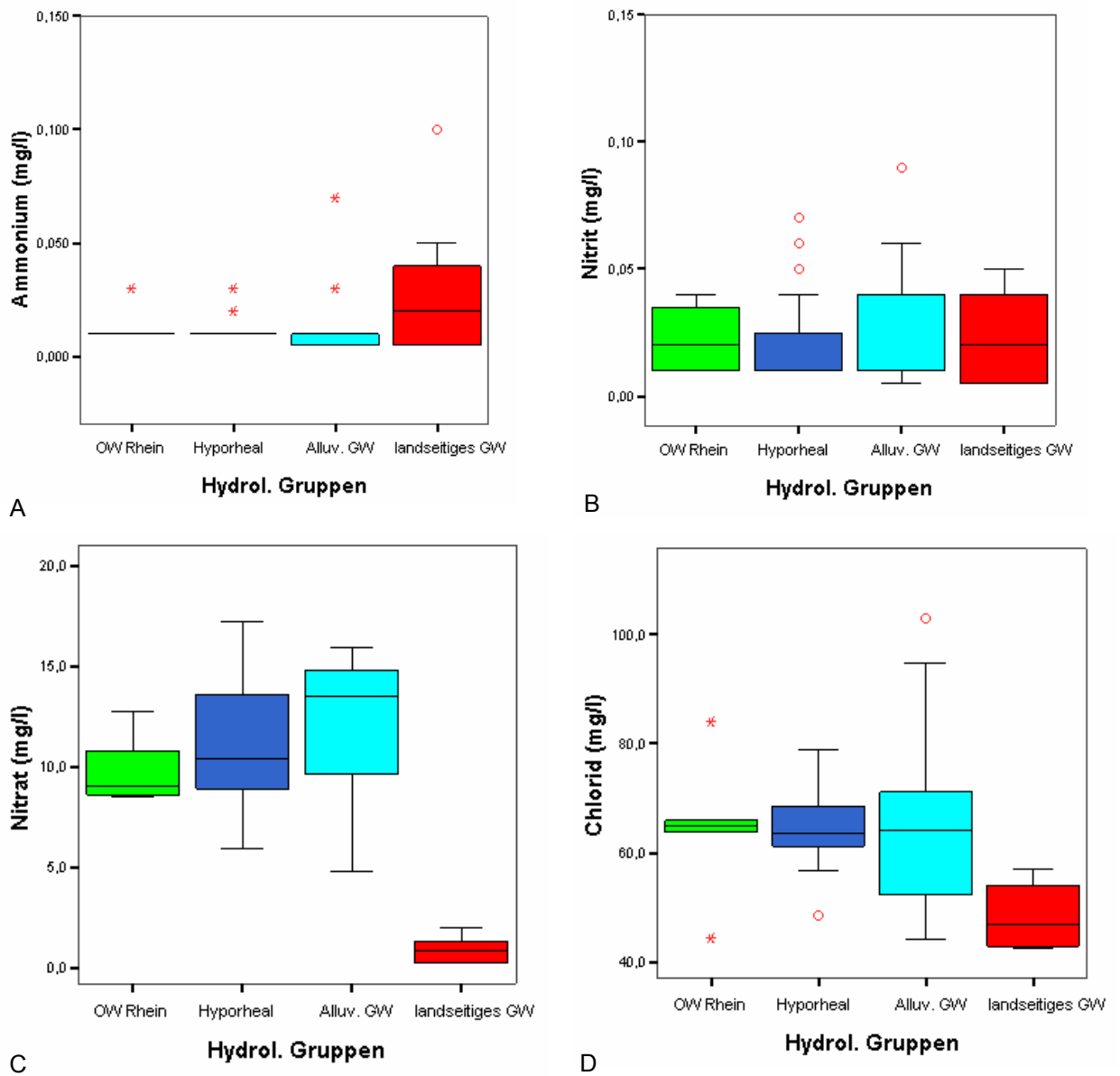


Abb. 18: Boxplots von (A) Ammonium, (B) Nitrit, (C) Nitrat und (D) Chlorid der hydrologischen Gruppen (OW Rhein: n=5, Hyporheal: n=30, Alluv. GW: n=25, landseitiges GW: n=10) (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum April – August 2005) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Bor

Die während der Untersuchung gemessenen Borkonzentrationen waren im Bereich der hydrologischen Gruppe [landseitiges GW] mit 0,12 mg/l (Median) am höchsten (Tab. A2, Abb. 19 A, Abb. A1). Auch die Alluvialpegel (Median [Alluv. GW]: 0,09 mg/l) waren gegenüber dem Rhein (Median [OW Rhein]: 0,05 mg/l) und der [Hyporheal]-Gruppe (Median: 0,06 mg/l) leicht erhöht (Abb. 19 A, Tab. A2). Die Konzentrationsunterschiede zwischen den Gruppen sind höchst signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 70$), nur zwischen [OW Rhein] und [Hyporheal] bzw. [OW Rhein] und [Alluv. GW] ergaben sich keine wesentlichen Differenzen (U-Tests, $p > 0,05$, $n = 48$).

Eisen

Die Eisenkonzentrationen waren während des Untersuchungszeitraumes extrem niedrig und lagen bis auf wenige Ausreißer im Mittel bei 0,01 mg/l (Tab. A2). Nur der Pegel 14 wies mit einem Median von 0,04 mg/l geringfügig höhere Eisengehalte auf (Abb. A1). Aufgrund dieser höheren Konzentrationen im [landseitigen GW] (Abb. 19 B) zeigten sich signifikante Unterschiede (H-Test, $p < 0,05$, $n = 70$). Diese bestanden aber nur zwischen den Gruppen [Hyporheal] und [Alluv. GW] (U-Test, $p \leq 0,01$, $n = 55$) bzw. [Hyporheal] und [landseitiges GW] (U-Test, $p < 0,05$, $n = 35$).

Mangan

Während der Untersuchung wurden ebenfalls meist sehr geringe Mangangehalte gemessen (Mediane: $< 0,05$ mg/l) (Abb. 19 C, Tab. A2). Nur im Pegel 14 konnten im Gegensatz zu den anderen Messstellen erhöhte Konzentrationen von 0,43 mg/l (Median) nachgewiesen werden (Tab. A2, Abb. A1). Daher ergibt sich auch eine signifikante Unterscheidung zwischen den Gruppen (H-Test, $p < 0,01$, $n = 70$). Bei der Signifikanzüberprüfung der einzelnen hydrologischen Gruppen untereinander zeigten sich signifikante Abweichungen zwischen den Gruppen [Hyporheal] und [Alluv. GW]

(U-Test, $p < 0,001$, $n = 55$) und zwischen [Alluv. GW] und [landseitiges GW] (U-Test, $p < 0,05$, $n = 35$).

Sulfat

Bei der Betrachtung der Sulfatkonzentrationen für die einzelnen hydrologischen Gruppen ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei den Borgehalten. Während die Sulfatgehalte in den Gruppen [OW Rhein] (Median: 50,1 mg/l) und [Hyporheal] (Median: 52,0) auf einem relativ niedrigen Niveau lagen (Tab. A2), waren sie im Bereich der Pegelgruppe [Alluv. GW] (Median: 63,6 mg/l) und noch mal verstärkt in den Pegeln des landseitigen Grundwassers (Median: 122,0 mg/l) deutlich erhöht (Abb. 19 D, Abb. A1). Die Unterschiede zwischen den hydrologischen Gruppen waren dadurch höchst signifikant (H-Test, $p < 0,05$, $n = 70$). Bis auf den Vergleich zwischen [OW Rhein] und [Hyporheal] (U-Test, $p > 0,05$, $n = 35$) gilt dies auch für die einzelnen hydrologischen Gruppen untereinander.

Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC)

Betrachtet man die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) (Abb. 20 A) zeigte sich eine kontinuierliche Abnahme vom Rhein (Median: 2,6 mg/l) zu den Gruppen [Hyporheal] (Median: 1,4 mg/l) und [Alluv. GW] (Median: 0,9 mg/l) (Tab. A2). Das Grundwasser der Gruppe [landseitiges GW] wies gegenüber des alluvialen Grundwassers wieder leicht erhöhte Gehalte von durchschnittlich 1,2-1,3 mg/l auf.

Die Abstände in den DOC-Konzentrationen zwischen den hydrologischen Gruppen waren höchst signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 70$; U-Tests für alle Gruppen $p \leq 0,001$). Nur die Gruppen [Hyporheal] und [landseitiges GW] sind wegen der nahezu identischen Konzentrationen nicht signifikant verschieden (U-Test, $p > 0,05$, $n = 32$).

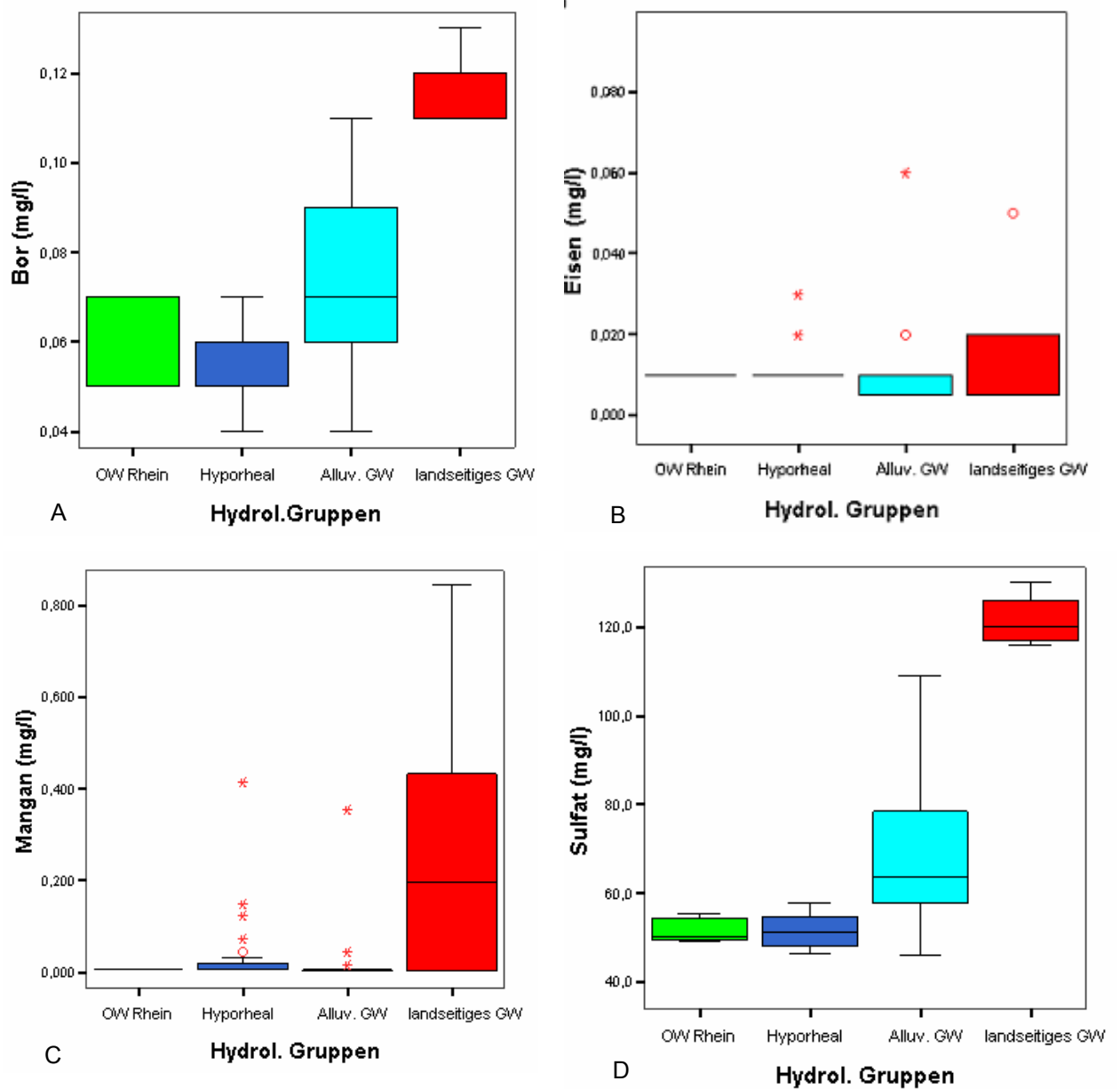


Abb. 19: Boxplots von (A) Bor, (B) Eisen, (C) Mangan und (D) Sulfat der hydrologischen Gruppen (OW Rhein: n=5, Hyporheal: n=30, Alluv. GW: n=25, landseitiges GW: n=10) (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum April – August 2005) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254nm})

Aufgrund der engen Korrelation zwischen DOC und SAK_{254nm} ($r = 0,870$, $p = 0,000$, $n = 70$) zeigen die Boxplots der beiden Parameter für die hydrologischen Gruppen ein ähnliches Bild (Abb. 20 B). Die höchsten SAK_{254nm}-Werte wies der Rhein auf (Median [OW Rhein]: $6,0 \text{ m}^{-1}$; Maximum: $7,2 \text{ m}^{-1}$), während über das [Hyporheal] hin zum [Alluv. GW] eine Verminderung des SAK_{254nm} auf bis zu $1,0 \text{ m}^{-1}$ (Median C3: $1,3 \text{ m}^{-1}$) erfolgte (Tab. A2). In den Pegeln des [landseitigen GW] konnte eine Erhöhung auf $2,5 \text{ m}^{-1}$ festgestellt werden. Die Gruppenunterschiede sind höchst signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 70$; U-Tests für alle Gruppen $p \leq 0,001$).

Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)

Die höchsten AOX-Gehalte fanden sich mit $8,0 \text{ }\mu\text{g/l}$ (Median) in den Rheinwasserproben (Tab. A2, Abb. 20 C, Abb. A1). Die Konzentrationen sanken von dort kontinuierlich bis zum landseitigen Grundwasser [landseitiges GW] ab (Median Pegel 14: $2,5 \text{ }\mu\text{g/l}$) (Abb. 20 C). Dieser Rückgang ist allerdings nicht signifikant (H-Test, $p > 0,05$, $n = 70$), da vereinzelt Pegel (Median B2: $8,0 \text{ }\mu\text{g/l}$, C1: $7,5 \text{ }\mu\text{g/l}$) ähnlich hohe Konzentrationen wie die Gruppe [OW Rhein] aufwiesen (Abb. A1). Auch Pegel 80 der hydrologischen Gruppe [landseitiges GW] enthielt gegenüber Pegel 14 höhere Konzentrationen von $5,5 \text{ mg/l}$ (Median) (Tab. A2, Abb. A1).

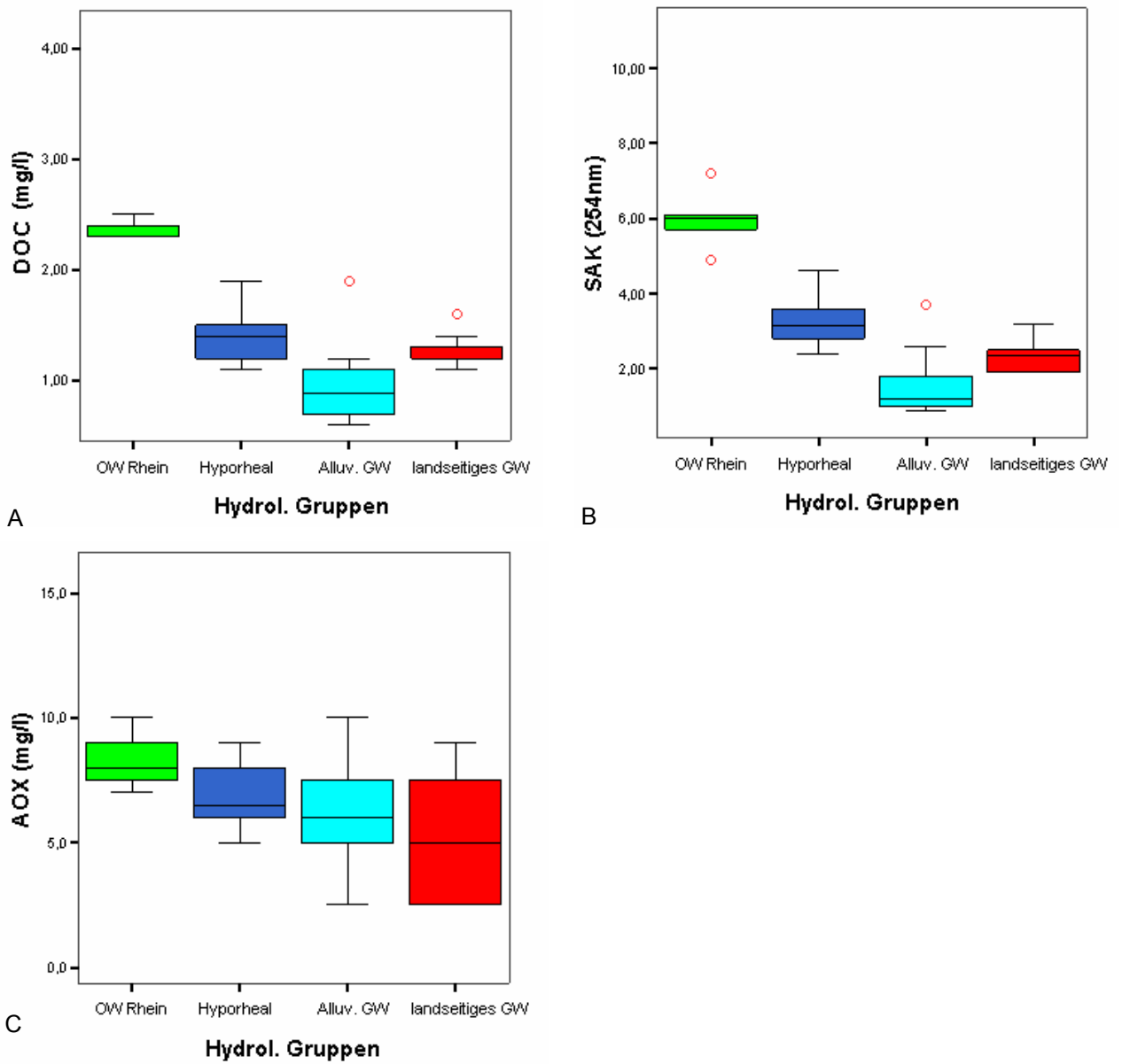


Abb. 20: Boxplots von (A) DOC, (B) SAK_{254nm} und (C) AOX der hydrologischen Gruppen (OW Rhein: n=5, Hyporheal: n=30, Alluv. GW: n=25, landseitiges GW: n=10) (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum April – August 2005) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

4.1.3 Physikochemische Analyse der Pegelreihen A, B und C

Da sich der Untersuchungszeitraum für die drei Pegelreihen A, B und C über 12 Monate erstreckte, sollen im Folgenden auch zeitliche Veränderungen analysiert werden. Tab. A3 zeigt die Mediane und die Standardabweichungen der einzelnen Pegel.

Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Die PCA der drei Pegelreihen und des Rheins über ein Jahr trennt das Untersuchungsgebiet in drei hydrologische Einheiten (Abb. 21): (I) Oberflächenwasser des Rheins [OW Rhein], (II) hyporheisches Infiltrationswasser der Pegelreihen A und B [Hyporheal] und (III) alluviales Grundwasser in der Pegelreihe C [Alluv. GW].

Der Rhein [OW Rhein] grenzt sich auch in diesem Fall von den anderen Gruppen v. a. aufgrund der erhöhten Sauerstoff-, AOX-, DOC- und SAK_{254} -Konzentrationen ab (Tab. A3). Die zweite Gruppe [Hyporheal] wies mit dem Rhein vergleichbare Chlorid-, Sulfat- und Borkonzentrationen sowie Leitfähigkeitswerte auf. Die SAK_{254} -, AOX- und DOC-Werte waren hingegen um 10-60 % geringer, im Vergleich zur Gruppe [Alluv. GW] aber noch deutlich höher (Tab. A3). Die C-Pegel [Alluv. GW] waren durch eine erhöhte elektrische Leitfähigkeit und höhere Konzentrationen von Bor und Sulfat gekennzeichnet (Tab. A3). Die Temperaturen, DOC- und SAK_{254} -Konzentrationen waren im Vergleich zum [Hyporheal] hingegen niedriger.

Entscheidende Parameter für die Ausprägung der PCA sind für die erste Achse die elektrische Leitfähigkeit (Eigenvektor: 0,632) und der SAK_{254nm} (Eigenvektor: -0,526), für die zweite Achse der Sauerstoffgehalt (Eigenvektor: 0,721) und die Nitratkonzentration (Eigenvektor: 0,393) (Tab. 11).

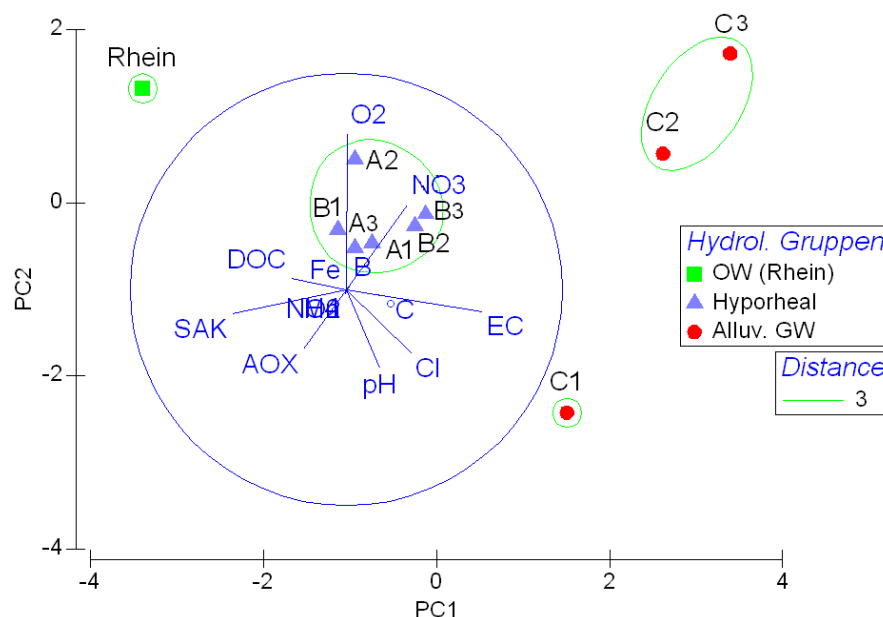


Abb. 21: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der physikochemischen Parameter für den Rhein und die Pegelreihen A, B, C von Februar 2005 bis Januar 2006 (Daten wurden über den Median aggregiert; grüne Kreise: Gruppenbildung der Clusteranalyse (siehe Abb. 23); Distance = Euklidische Distanz) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Tab. 11: Eigenvektoren der einzelnen chemischen Parameter für fünf Gradientachsen der PCA für Rhein und die Pegelreihen A, B, C von Februar 2005 bis Januar 2006 (Daten wurden über den Median aggregiert) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Variablen	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
T (°C)	0,159	-0,025	-0,038	0,28	-0,279
O2	0,003	0,721	-0,118	-0,599	-0,025
EC	0,632	-0,099	-0,373	-0,116	-0,376
pH	0,155	-0,365	0,707	-0,495	-0,062
NH4	-0,01	-0,016	-0,021	-0,061	0,041
Fe	-0,005	0,003	-0,011	-0,016	0,001
Mn	-0,005	-0,021	0,048	-0,005	0,205
B	0,016	0,016	0	-0,017	-0,008
Cl	0,302	-0,298	-0,376	-0,231	0,225
NO3	0,282	0,393	0,255	0,441	0,255
NO2	-0,003	-0,019	-0,04	-0,098	0,013
AOX	-0,197	-0,279	-0,303	-0,051	0,525
DOC	-0,254	0,052	-0,145	-0,199	0,155
SAK	-0,526	-0,11	-0,147	0,017	-0,563

Abb. 22 zeigt die relativen Konzentrationen dieser wichtigsten PCA-prägenden Faktoren als Kreise in der PCA. Die Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit vom Rhein zu den C-Pegeln und im Gegensatz dazu die Abnahme der SAK_{254nm}-Werte werden so deutlich sichtbar (Abb. 22 A, B). Bei Betrachtung der Parameter für die zweite Achse (PC2) wird die Sonderstellung von Pegel C1 deutlich. Er wies mit Abstand die niedrigsten Nitrat- und Sauerstoffwerte gegenüber den anderen Pegeln auf (Abb. 22 C, D). Die Pegel C2 und C3 besaßen hingegen die höchsten Nitratkonzentrationen aller Pegel (Tab. A3) und auch deutlich höhere Sauerstoffgehalte als der C1-Pegel.

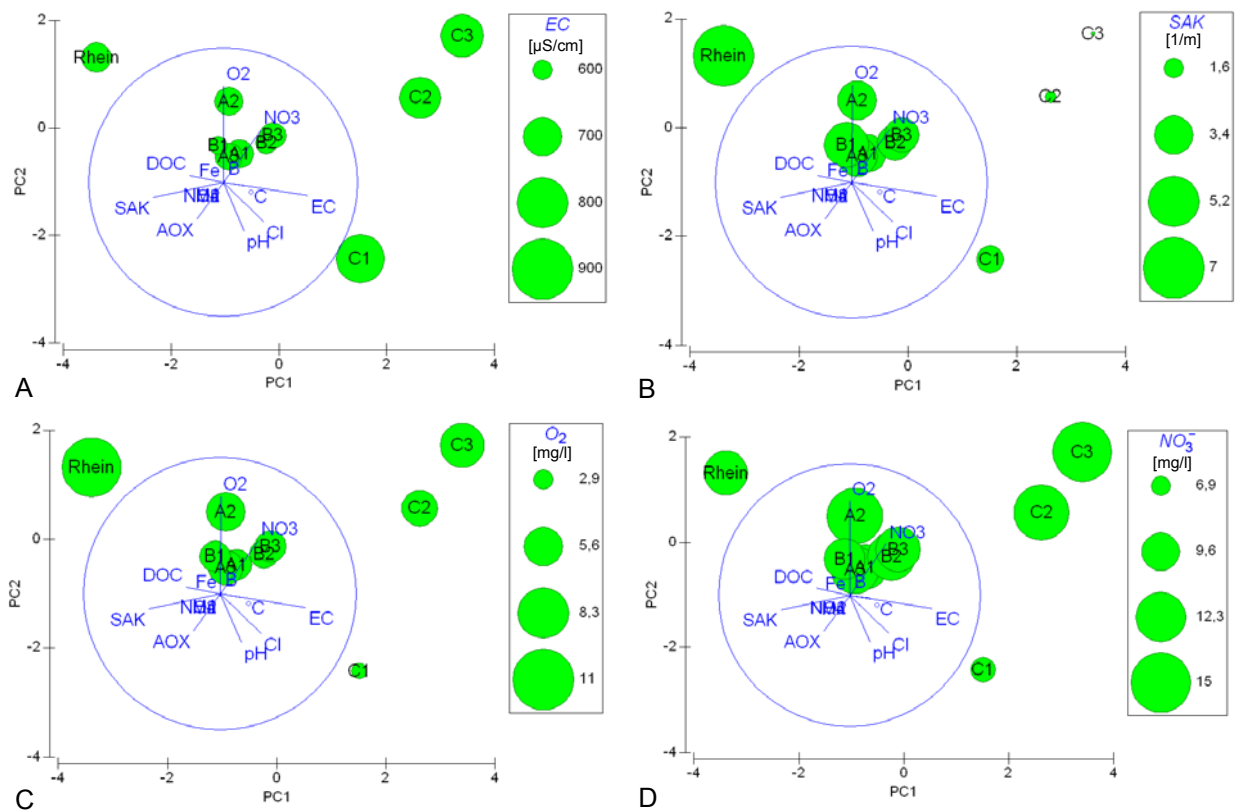


Abb. 22: PCA mit überlagerten physikochemischen Parametern, welche die höchsten Eigenvektoren besitzen: (A) Elektrische Leitfähigkeit [EC] und (B) SAK_{254nm} [SAK] für PC 1, (C) Sauerstoff [O₂] und (D) Nitrat [NO₃⁻] für PC 2 (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Cluster-Analyse

Die Cluster-Analyse spiegelt das Ergebnis der PCA weitgehend wider (Abb. 23). Das Dendrogramm zeigt, dass die Pegel der A- und B-Reihe in ihrem hydrochemischen Charakter kaum zu unterscheiden waren. Weiterhin wiesen sie eine deutliche Beeinflussung des Oberflächenwassers auf, da sie noch eng mit dem Rhein assoziiert sind. Die C-Pegel hingegen werden klar gegenüber den anderen Gruppen getrennt und verdeutlichen so die Herkunft von alluvialem Grundwasser. Innerhalb der Gruppe [Alluv. GW] wird die abweichende Hydrochemie von Pegel C1 gegenüber C2 und C3 deutlich.

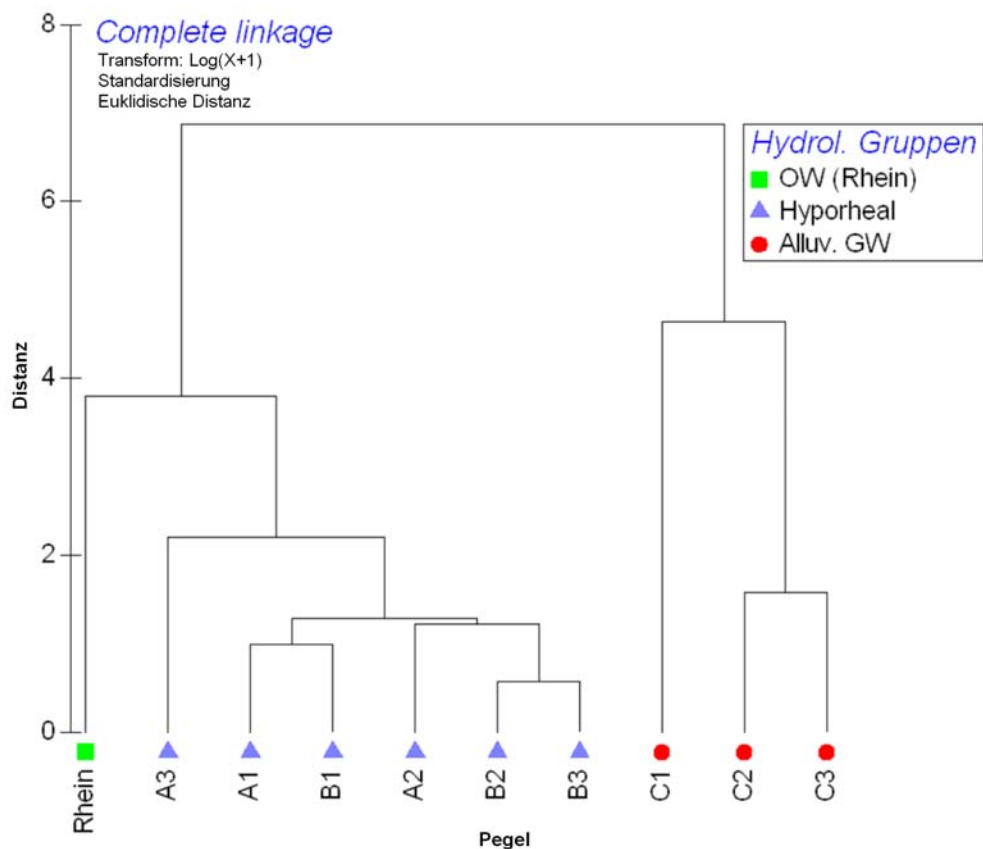


Abb. 23: Cluster-Analyse der physikochemischen Parameter für Rhein und Pegelreihen A, B, C im Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006 (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

Multidimensionale Skalierung (MDS)

Die MDS der aggregierten physikochemischen Daten bestätigt gleichfalls die drei hydrologischen Gruppen (Abb. 24). Interessant ist hier die deutliche Ähnlichkeit der A- und B-Pegel, so dass sie in der MDS nicht mehr unterschieden werden können. Pegel C1 wird aufgrund abweichender physikochemischer Werte erneut von den Pegeln C2 und C3 getrennt.

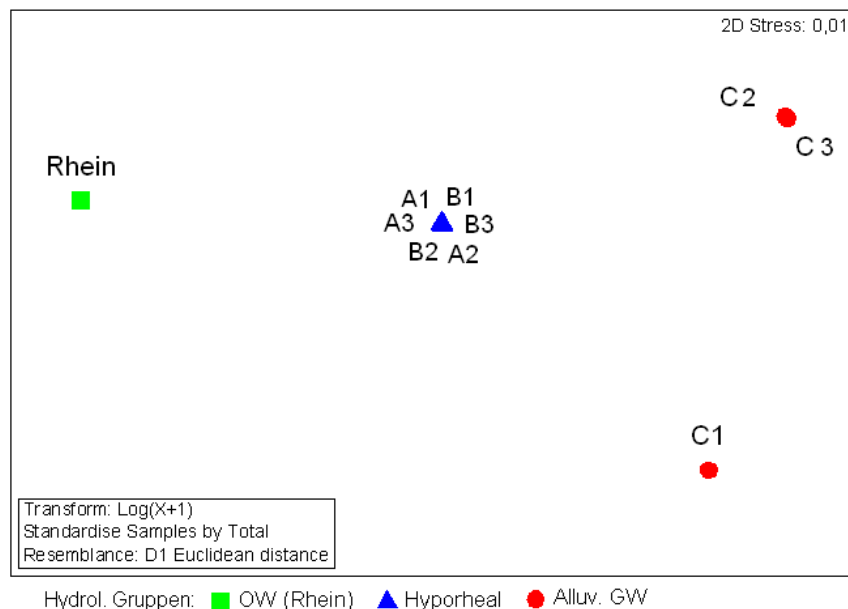


Abb. 24: MDS der physikochemischen Parameter für Rhein und Pegelreihen A, B, C (Daten wurden über den Median aggregiert) (Zeitraum: Februar 2005 - Januar 2006) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

ANOSIM und Diskriminanzanalyse (DA)

Die Unterscheidungen der drei hydrologischen Gruppen (ANOSIM: Globales $R = 0,885$, $p = 0,001$) (Tab. 12) und der einzelnen Proben (Gruppenzugehörigkeit nach DA: 100 %) sind sehr deutlich und höchst signifikant. Die ersten beiden Funktionen der Diskriminanzanalyse erklären 99,5 % der Varianzen. Der Eigenwert liegt bei beiden

Funktionen deutlich über 1, der kanonische Korrelationskoeffizient ist gleichfalls sehr hoch. Die Gruppentrennung wird ferner über niedrige Wilk's-Lambda-Werte bestätigt (Tab. 13).

Tab. 12: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der hydrologischen Gruppen für die Pegelreihen A, B, C (I = OW Rhein, II = Hyporheal, III = Alluv. GW) (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite I)

<i>Physikochemie Rhein, A, B, C</i>		
Gruppe	I	II
II	1,0	
III	1,0	0,887

Global R = 0,885; $p = 0,001$

Tab. 13: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse (DA) zur Überprüfung der Gruppenzugehörigkeit zu den hydrologischen Gruppen für die Pegel der Pegelreihe A, B und C

Diskriminanzfunktion	Eigenwerte	% der Varianz	Kanonische Korrelation	Wilk's-Lambda
F1	178,604	99,5	0,997	F1-F2 0,00; $p = 0,000$
F2	0,888	0,5	0,686	F2 0,53; $p = 0,000$

Im Folgenden werden die einzelnen Parameter sowohl für die Pegelreihen A, B, und C als auch für die hydrologischen Gruppen [OW Rhein], [Hyporheal] und [Alluv. GW] erläutert. Um die Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten der beiden Pegelreihen A und B besser erkennen zu können, listen die folgenden Boxplots (Abb. 29, 34, 39, 43) beide Pegelreihen getrennt auf.

Temperatur

Während sich die Temperaturen des Rheins (Median: 14,8° C) und der Pegelreihen A und B (Median: 14,3° C) sehr ähnelten und auch die Amplituden in den Pegeln kaum geringer waren (SD [OW Rhein]: 7,26, SD [Hyporheal] = 5,77), wies die Pegelreihe C eine deutlich geringere Temperaturamplitude (SD = 1,77) und eine niedrigere Durchschnittstemperatur (Median: 12,9° C) auf (Tab. A3, Abb. 29 A). Allerdings ergeben sich keine signifikanten Unterschiede sowohl zwischen den hydrologischen Gruppen als auch zwischen den einzelnen Pegelreihen. (H-Tests, $p > 0,05$, $n = 120$).

Im Jahresverlauf zeigte sich ein deutlicher Anstieg der Temperatur des Rheinwassers vom Februar (5,3° C) bis zum Temperaturmaximum Ende Juni (26,8° C) (Abb. 25, Tab. A1). Danach folgte eine kontinuierliche Abnahme bis zum Ende der Untersuchung im Januar 2006 (3,4° C). Auch die A- und B-Pegel wiesen noch deutliche jahreszeitliche Temperaturschwankungen mit einem Maximum im Sommer gemäß der Zunahme der Luft- und der Rheinwassertemperatur auf. Erst die C-Pegel zeigten unabhängig von ihren unterschiedlichen Tiefen eine nivellierte Amplitude und einen relativ ausgeglichenen Temperaturverlauf mit ebenfalls einem leichten Maximum im Juni (Abb. 25).

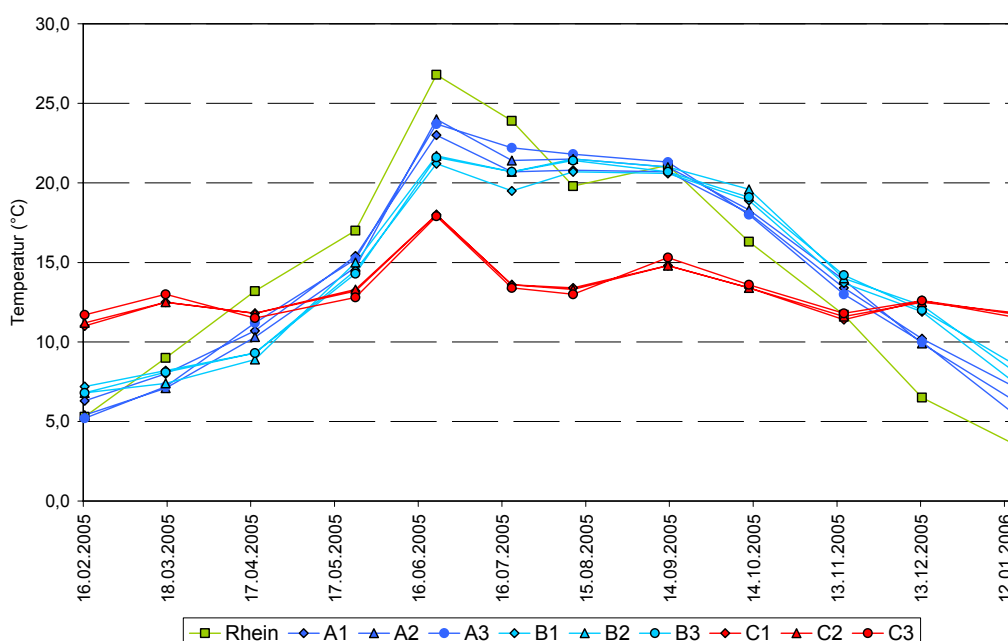


Abb. 25: Temperaturen des Rheins und der A-, B- und C-Pegel im Jahresverlauf

Sauerstoff

Die höchsten Sauerstoffwerte wies das Oberflächenwasser des Rheins auf (Median: 10,54 mg/l) (Tab. A3). Die Konzentrationen innerhalb der Pegel waren in der C-Reihe (Median C2: 5,15 mg/l, C3: 6,62 mg/l) höher als in den A- und v.a. in den B-Pegeln (Abb. 29 B). Im Pegel C1 konnten allerdings mit nur 1,96 mg/l (Median) die geringsten Sauerstoffwerte aller neun Pegel gemessen werden (Tab. A3) Die Unterschiede zwischen den einzelnen Pegelreihen und dem Rhein sind signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 120$). Das Gleiche gilt für die hydrologischen Gruppen (H-Test, $p = 0,000$, $n = 120$). Es gibt allerdings keine signifikanten Abweichungen zwischen den Pegelreihen A, B und C (U-Tests, $p > 0,05$, $n = 72$) bzw. zwischen den hydrologischen Gruppen [Hyporheal] und [Alluv. GW] (U-Test, $p > 0,05$, $n = 108$).

Die Sauerstoffkonzentrationen im Rhein waren während des Winters am höchsten (Abb. 26). Ein solches Wintermaximum war auch bei den meisten Pegeln zu erkennen. Eine Ausnahme bildete Pegel C1, der im Februar und März 2005 ähnlich niedrige Sauerstoffkonzentrationen besaß wie im Sommer.

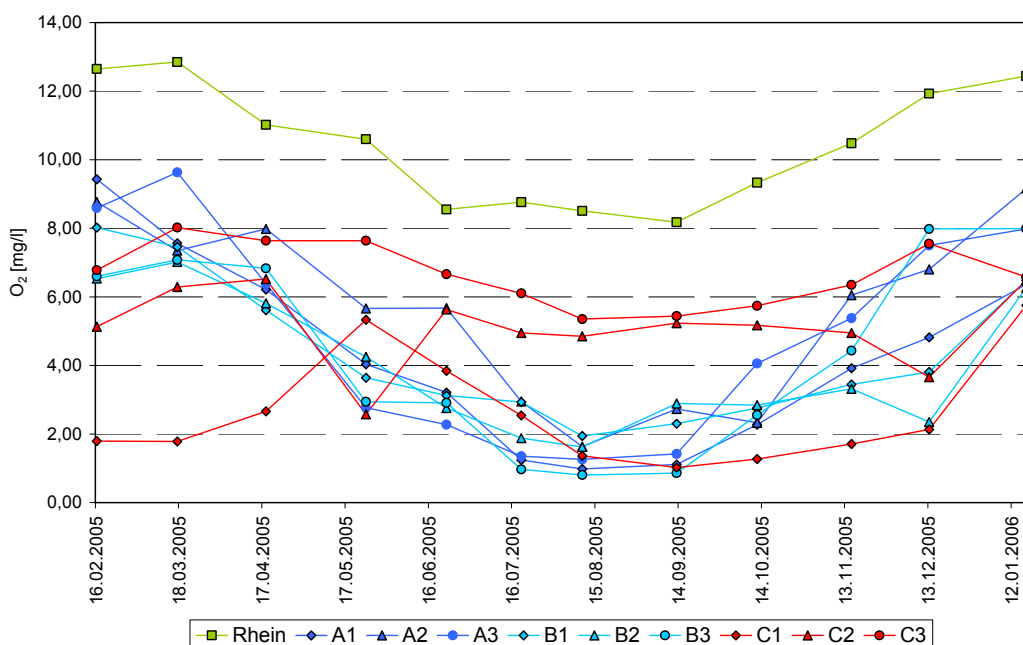


Abb. 26: Sauerstoffgehalte des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Alle Pegel wiesen gegenüber dem Rhein geringere Sauerstoffkonzentrationen auf und gemäß der größeren Temperaturzunahme der A- und B-Pegel im Sommer sanken hier auch die Sauerstoffwerte stärker ab als in den C-Pegeln und fielen zeitweise unter 1 mg/l (Tab. A1).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrischen Leitfähigkeitswerte sanken im Mittel vom Rhein (Median: 647 $\mu\text{S/cm}$) über die A- zu den B-Pegeln leicht ab (Mediane: 592-641 $\mu\text{S/cm}$), waren aber in den Proben der C-Pegel am höchsten (Mediane: 731-776 $\mu\text{S/cm}$) (Tab. A3; Abb. 29 C). Die Unterschiede sind daher hoch signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 120$), allerdings zeigt sich bei der Überprüfung der einzelnen Pegelreihen bzw. der hydrologischen Gruppen keine signifikante Trennung zwischen den elektrischen Leitfähigkeitswerten vom [OW Rhein] und dem [Hyporheal] sowie vom Rhein und den Pegelreihen A und B. Die Pegel der C-Reihe wiesen hingegen eine signifikant höhere elektrische Leitfähigkeit auf (U-Tests, je $p = 0,000$, $n = 48$ bzw. $n = 72$) (Abb. 27).

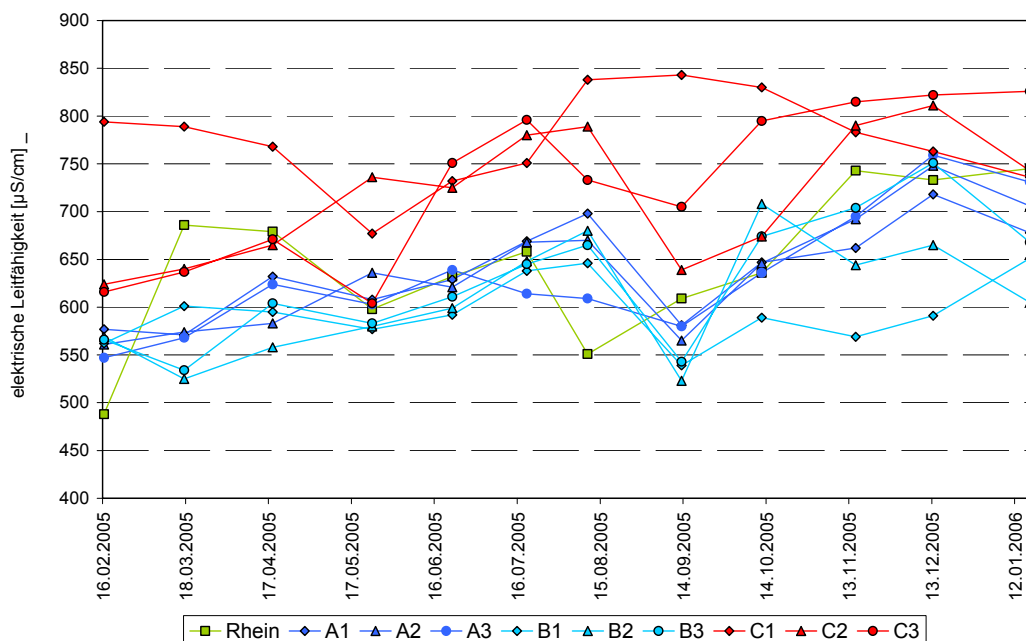


Abb. 27: Elektrische Leitfähigkeit des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Bei den einzelnen A- und B-Pegeln zeigt sich ein relativ ähnlicher, paralleler Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Jahr (Abb. 27). Bei der Probennahme am 13.09.2006 gab es eine deutliche und kurzfristige Verminderung der elektrischen Leitfähigkeit bei fast allen Pegeln mit Ausnahme vom Pegel C1.

pH-Wert

Die pH-Werte sanken kontinuierlich vom Flusswasser des Rheins (Median: 8,00) zur Pegelreihe C (Mediane: 7,06-7,58) (Abb. 29 D, Tab. A3). Nur im Pegel A3 wurden höhere pH-Werte gemessen (Median: 8,46). In der A-Pegelreihe schwankten die pH-Werte im Jahresverlauf sehr stark (Abb. 28). Dies gilt insbesondere für die beiden Pegel A1 und A3, während die pH-Werte der B- und C-Messstellen relativ konstant blieben. Dabei lagen alle gemessenen pH-Werte bis auf wenige Ausnahmen des Pegels C3 im leicht basischen Bereich. Interessant ist die deutliche pH-Wert-Abnahme in den Juniprobe für die Pegel A2 und A3, während in A1 der pH-Wert zum gleichen Messzeitpunkt anstieg (Abb. 28).

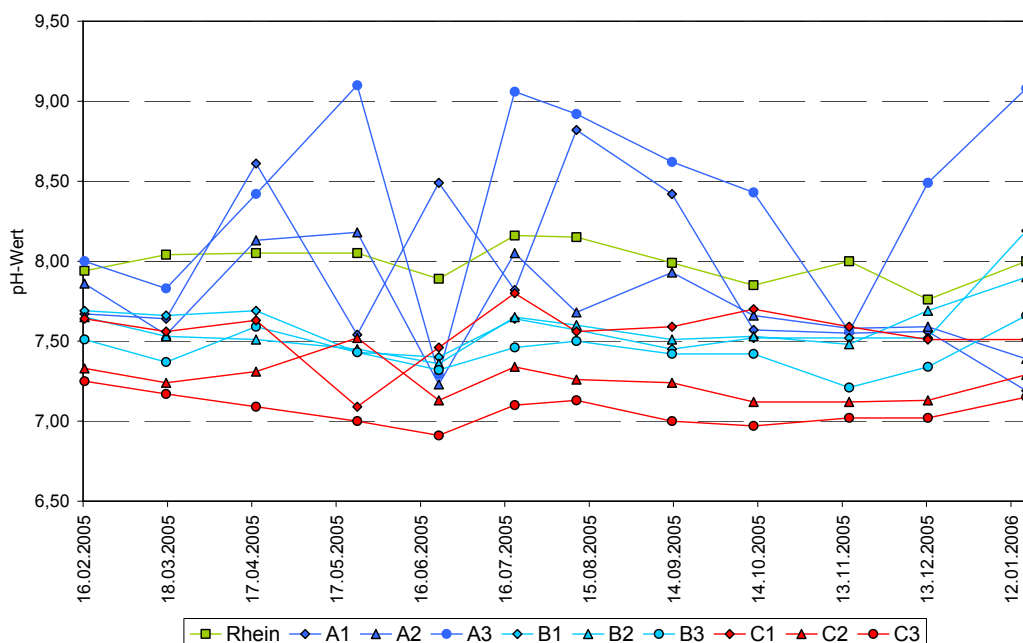


Abb. 28: pH-Werte des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

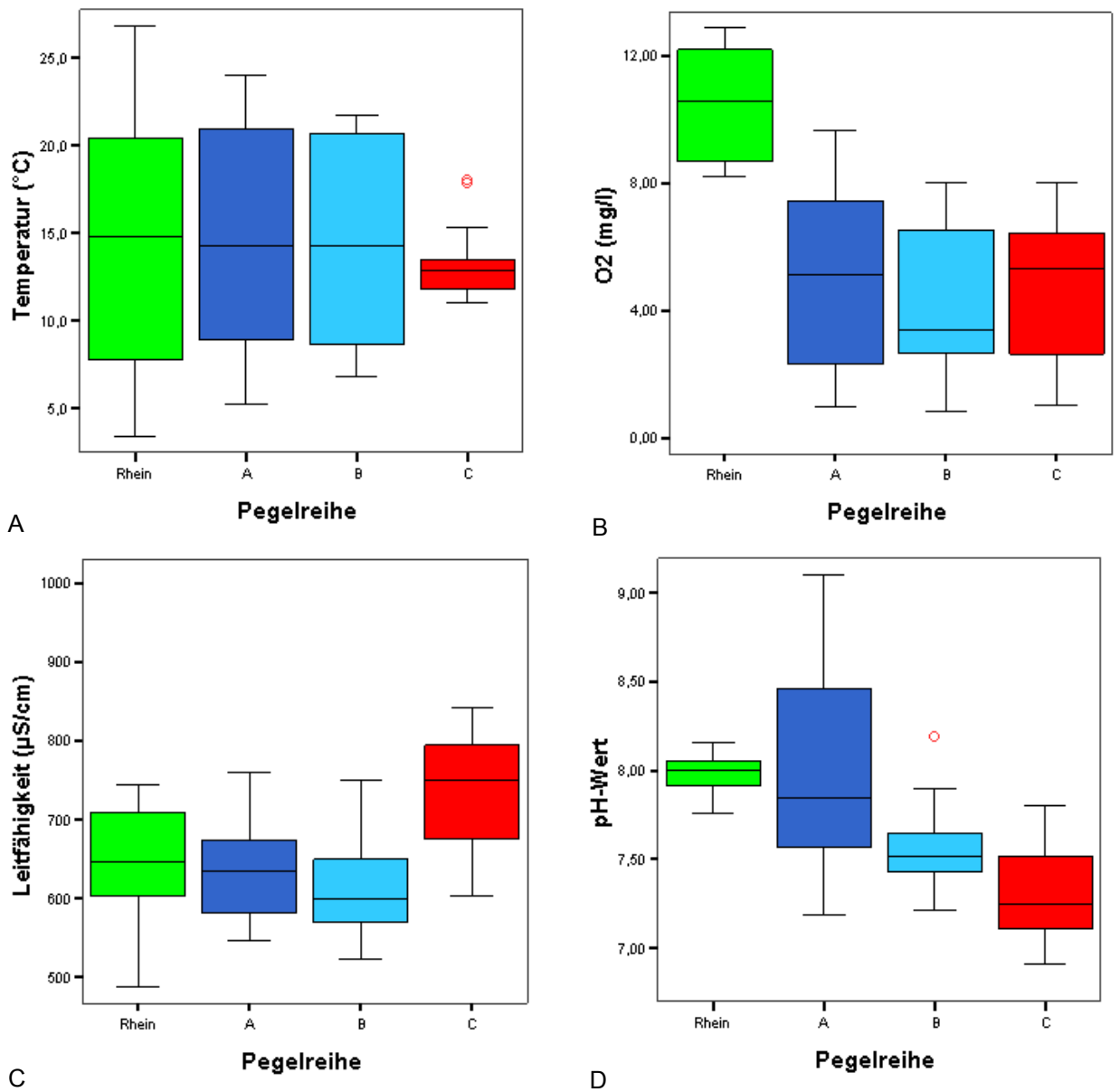


Abb. 29: Boxplots von (A) Temperatur, (B) Sauerstoffgehalt, (C) Leitfähigkeit und (D) pH-Wert für Rhein und Pegelreihen A, B, C (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006)

Ammonium

Die Ammoniumkonzentrationen waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes fast immer sehr gering (Mediane: 0,01 mg/l) (Tab. A3; Abb. 30, 34 A). Nur im Rheinwasser konnten im Durchschnitt gegenüber den Pegeln leicht erhöhte Konzentrationen festgestellt werden (Median: 0,02 mg/l, SD: 0,06 mg/l) (Abb. 34 A). Daher sind die Unterschiede zwischen den Messwerten sowohl vom Rhein und der Pegelreihen als auch der hydrologischen Gruppen [OW Rhein], [Hyporheal] und [Alluv. GW] signifikant (H-Test, $p > 0,05$, $n = 120$). Laut U-Test ergeben sich bei Betrachtung der einzelnen Gruppen signifikante Unterschiede zwischen dem Rhein und der jeweiligen Pegelreihen (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 48$) und zwischen [OW Rhein] und [Hyporheal] sowie [OW Rhein] und [Alluv. GW.] (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 48$). Auffällig ist die deutliche Zunahme der Ammoniumkonzentration in der Rheinwasser- und v. a. der A1-Probe am letzten Probennahmetermin (Abb. 30, Tab. A1).

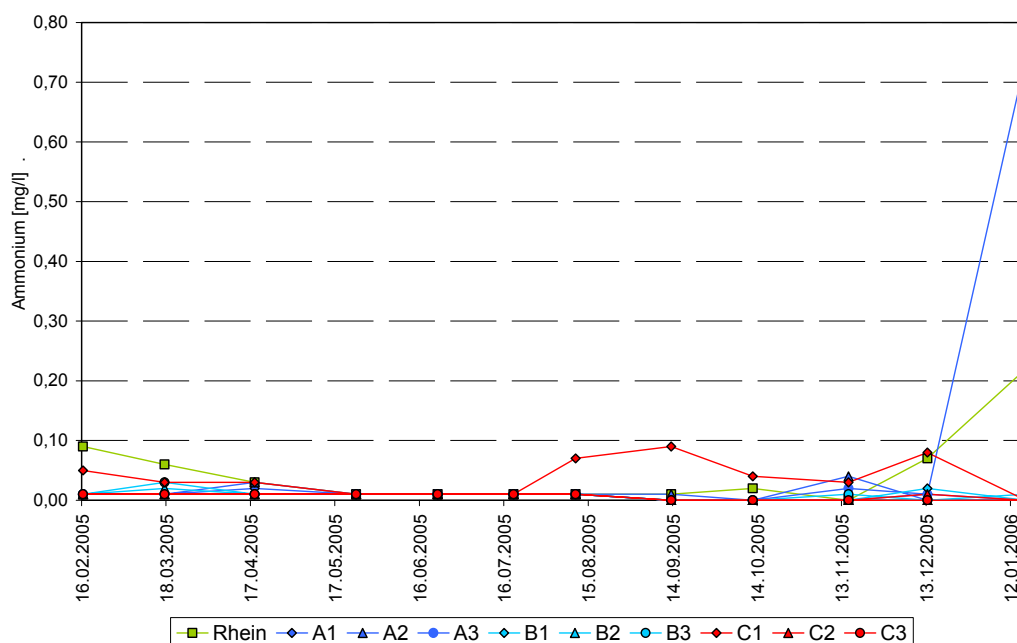


Abb. 30: Ammoniumkonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Nitrit

Im Rheinwasser konnten zwar höhere Nitritkonzentrationen als in den Pegelreihen gemessen werden (Median Rhein: 0,03 mg/l, Mediane Pegel: 0,01-0,02 mg/l) (Tab. A3), diese waren allerdings sowohl für die hydrologischen Gruppen als auch für die einzelnen Pegelreihen nicht signifikant (H-Tests, $p > 0,05$, $n = 120$). Die C-Pegel wiesen gegenüber den Pegeln der A- und B-Reihe schwach erhöhte Werte mit einigen Spitzen auf (Abb. 34 B). So wird in Abb. 31 ersichtlich, dass während der Probennahme am 13.09.2005 ein mit 0,29 mg/l stark erhöhter Nitritwert gemessen wurde. Zu Beginn und zum Ende des Untersuchungszeitraumes, während der Wintermonate, wies der Rhein höhere Nitritkonzentrationen mit bis zu 0,12 mg/l auf.

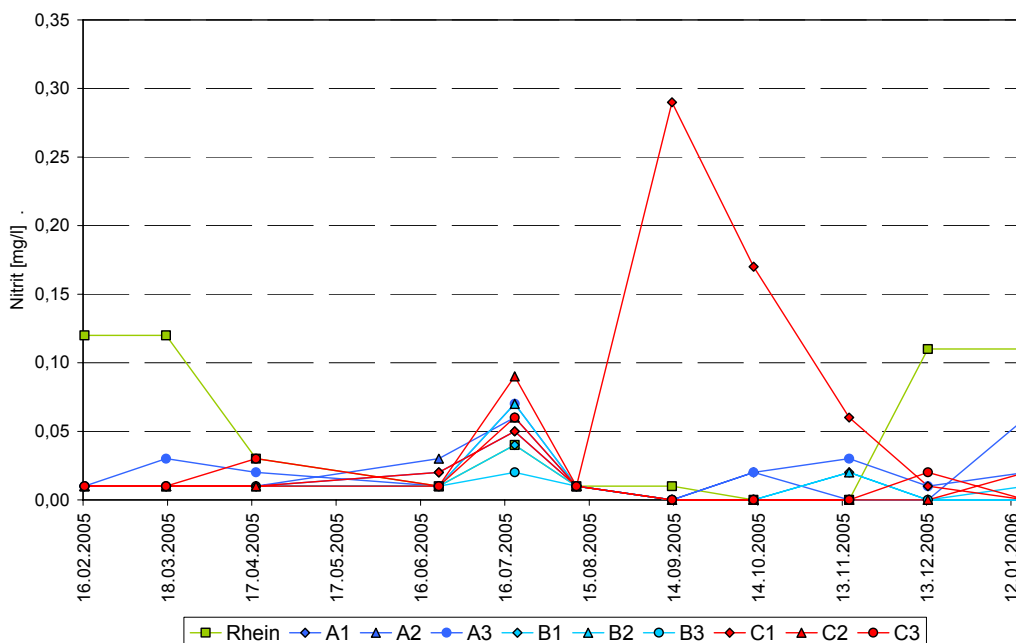


Abb. 31: Nitritkonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Nitrat

Die höchsten Nitratwerte konnten in der Pegelreihe C erfasst werden (Abb. 34 C), wobei Pegel C1 deutlich geringere Konzentrationen aufwies (Median: 6,8 mg/l) als C2 (Median: 14,3 mg/l) und C3 (15,0 mg/l) (Tab. A1, A3). Signifikante Unterschiede zwischen den Pegelreihen und dem Rhein bzw. zwischen den hydrologischen Gruppen konnten jedoch nicht festgestellt werden (H-Test, $p > 0,05$, $n = 120$). In Abb. 32 zeigt sich über die Sommermonate eine leichte Verringerung der Nitratkonzentrationen in fast allen Pegeln. Pegel C1 wies gegenüber den anderen Pegeln zu Beginn der Untersuchung deutlich geringere Konzentrationen auf (16.02.2005: 1,4 mg/l), die bis zum Mai anstiegen und im Sommer wieder deutlich abnahmen (Abb. 32). Am letzten Probesternin konnte im Rhein kein Nitrat festgestellt werden.

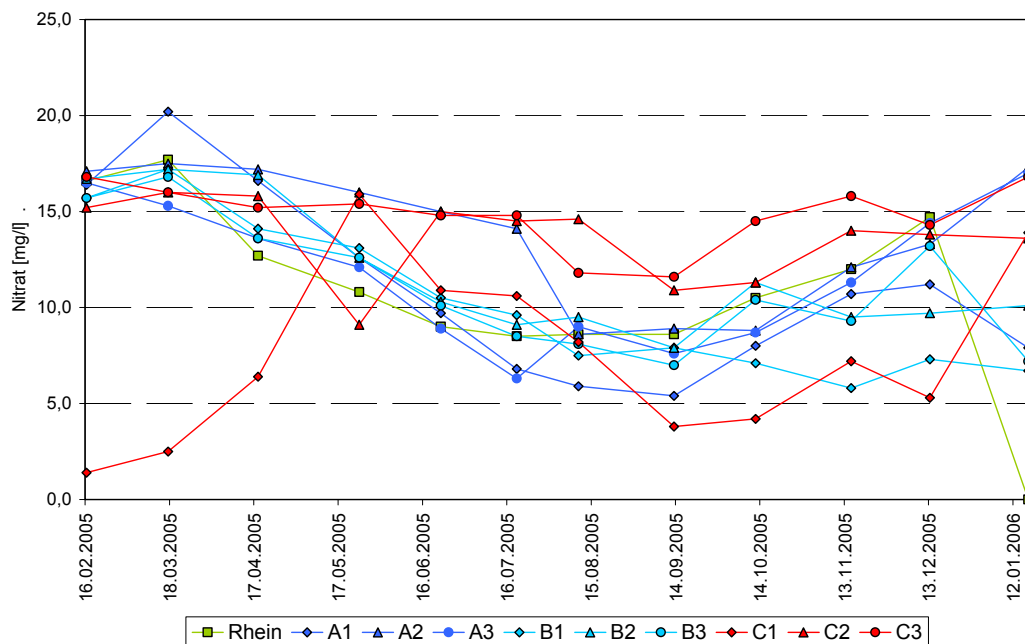


Abb. 32: Nitratkonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Chlorid

Die durchschnittlichen Chloridkonzentrationen des Rheins und der meisten Pegel waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes sehr ähnlich (Mediane zwischen 54,0 – 69,6 mg/l) (Tab. A3; Abb. 34 D). Dementsprechend sind auch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen bzw. den Pegelreihen festzustellen (H-Test, $p > 0,05$, $n = 120$). Pegel C1 wies allerdings mit Abstand die höchsten Chloridkonzentrationen auf (Median: 88,0 mg/l). Vor allem zu Beginn der Untersuchung wurde ein Höchstwert von 113,0 mg/l gemessen (Tab. A1).

Die Konzentrationsschwankungen waren im Jahresverlauf teilweise relativ hoch (Abb. 33). So zeigten sich bei allen Pegeln mit Ausnahme von Pegel C1 eine deutliche Abnahme der Konzentrationen im Sommer und eine Zunahme im Herbst und Winter. Nur in Pegel C1 wurde keine Verringerung der Chloridkonzentrationen festgestellt (Abb. 33).

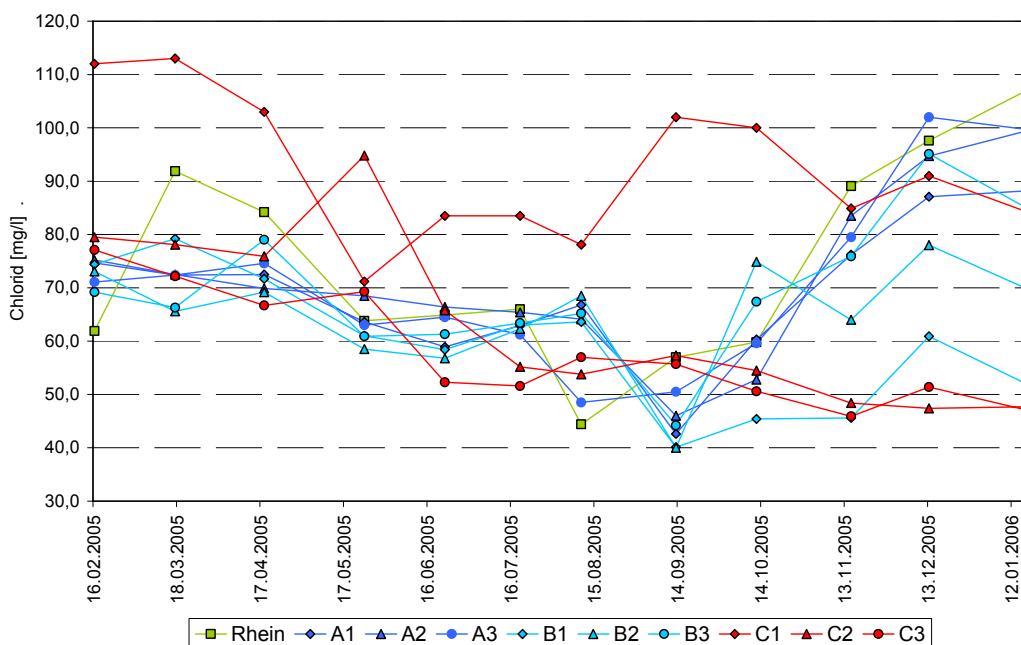


Abb. 33: Chloridkonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

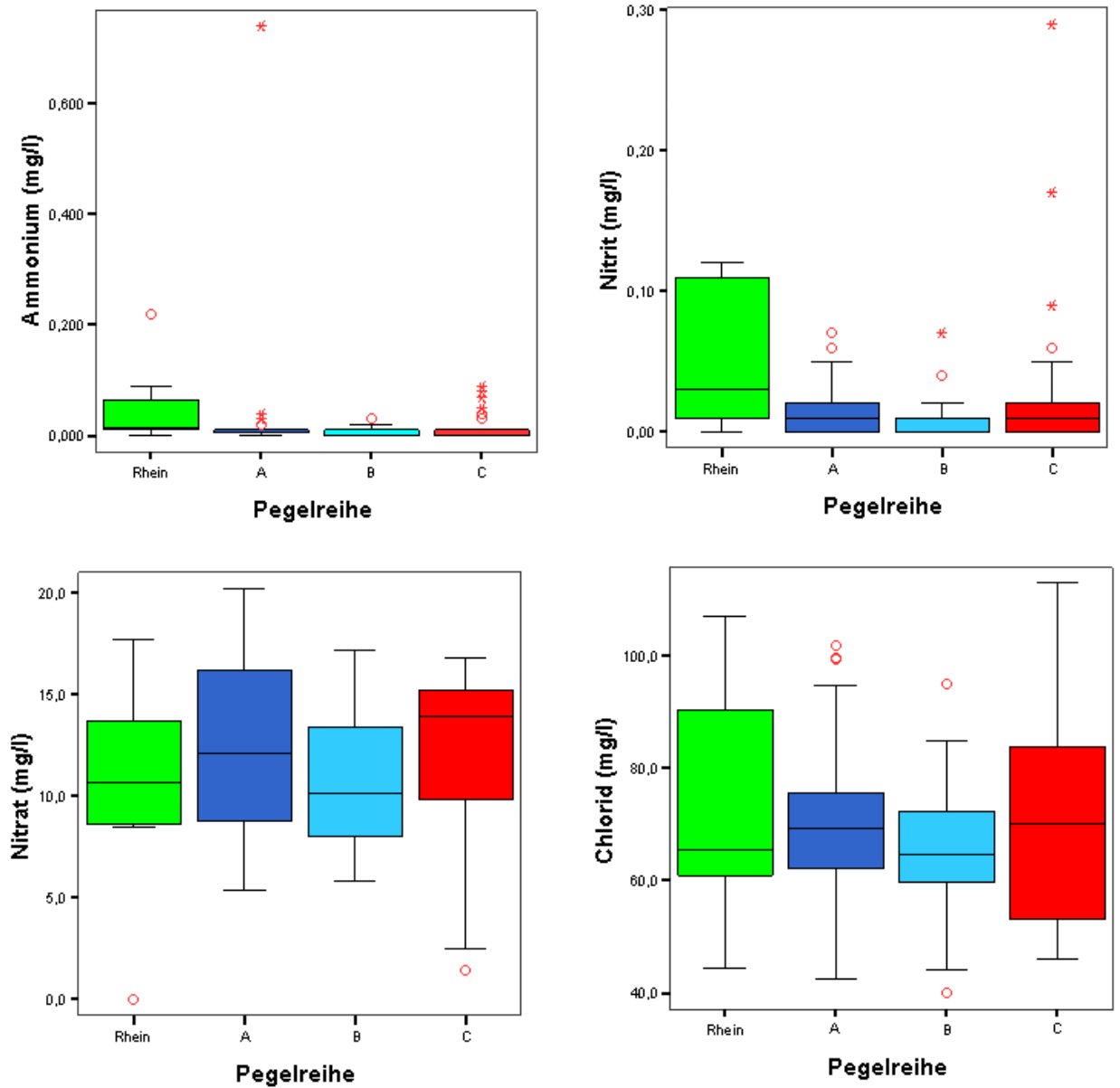


Abb. 34: Boxplots von (A) Ammonium, (B) Nitrit, (C) Nitrat und (D) Chlorid für Rhein und Pegelreihen A, B, C (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006)

Bor

Sowohl der Rhein als auch alle Pegel wiesen stets geringe Borkonzentrationen auf (Mediane: 0,05-0,08 mg/l; Maximum: 0,11 mg/l) (Tab. A3). Dabei konnten aber in den Proben der C-Pegelreihe gegenüber den anderen Messstellen schwach erhöhte Borgehalte gemessen werden (Abb. 39 A). Die Gruppenunterschiede sind trotz der geringen Differenzen sowohl für die Pegelreihen als auch für die hydrologischen Gruppen signifikant (H-Test, $p < 0,05$, $n = 83$). Bei genauerer Überprüfung zeigen sich signifikante Abweichungen aber nur zwischen dem [Hyporheal] und dem [Alluv. GW] (U-Tests, $p < 0,01$, $n = 63$) und dementsprechend auch zwischen den Pegelreihen A und C bzw. B und C (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 42$).

Aufgrund von Datenlücken ab dem 13.09.2005 (Tab. A1) wird der zeitliche Verlauf nur für die ersten sieben Monate der Beprobung dargestellt (Februar-September 2005) (Abb. 35). Die Abbildung zeigt, dass kaum Konzentrationsveränderungen während des Zeitraumes erfolgten. Lediglich die Pegel C2 und C3 wiesen eine geringfügige Zunahme der Borkonzentrationen im Juni auf.

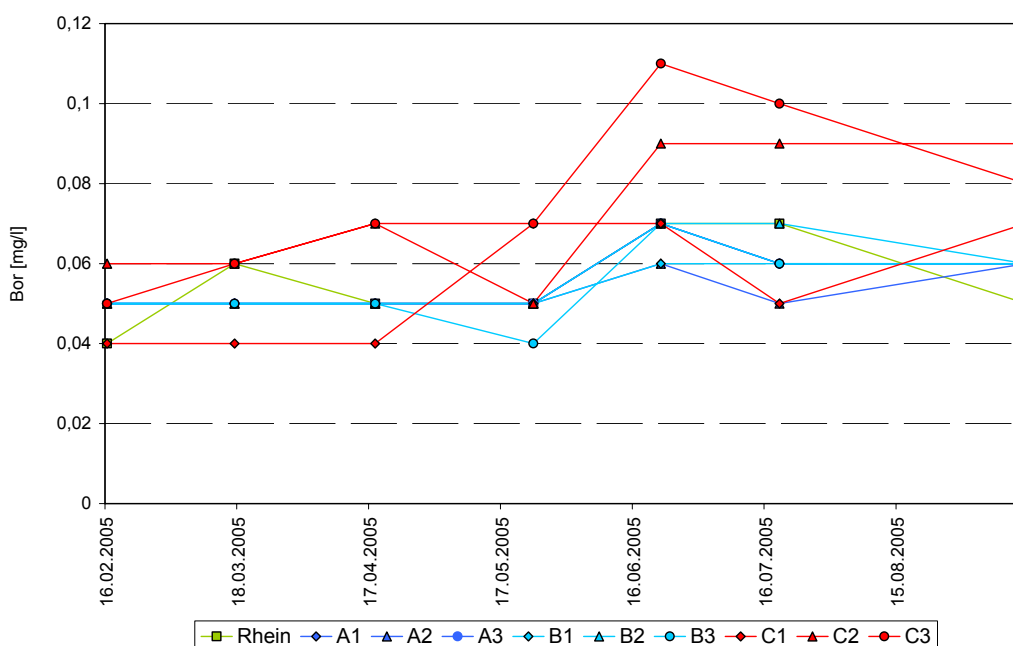


Abb. 35: Borkonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Eisen

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes wurden meist sehr geringe Eisenkonzentrationen ermittelt (Mediane aller Untersuchungsstellen: 0,01 mg/l Fe^{2+}) (Abb. 39 B, Tab. A3). Nur zu Beginn der Untersuchungen konnten noch leicht erhöhte Werte in allen Pegeln und vor allem im Rhein (16.02.2005: 0,18 mg/l Fe^{2+}) erfasst werden, während bei den letzten Beprobungsterminen die Eisengehalte unter 0,01 mg/l lagen. (Abb. 36, Tab. A1). Die Unterschiede zwischen den hydrologischen Gruppen und zwischen den einzelnen Pegelreihen sind aufgrund der an allen Probestandorten gleich bleibend niedrigen Konzentration nicht signifikant (H-Test, $p > 0,05$, $n = 120$).

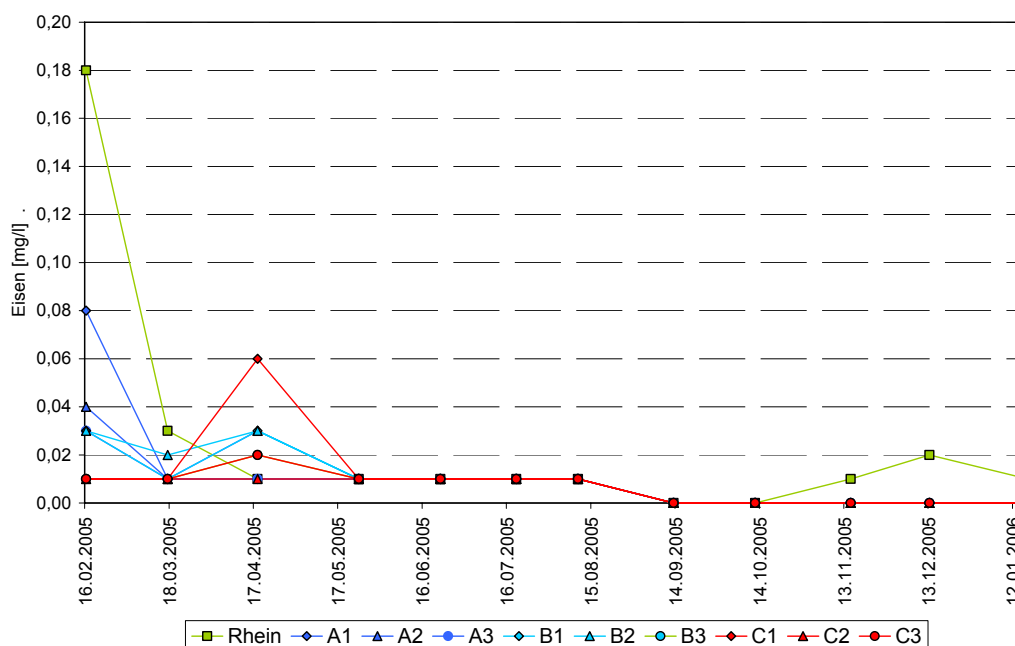


Abb. 36: Eisenkonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Mangan

Auch die Mangangehalte waren meist gering (Mediane: 0,005-0,020 mg/l Mn^{2+}) (Abb. 39 C, Tab. A3). Nur die Pegel der B-Reihe wiesen im Durchschnitt gegenüber den anderen Pegeln und des Rheins leicht erhöhte Konzentrationen auf. Die Höchstgehalte

wurden allerdings im April in den Pegeln A2 (0,413 mg/l) und C1 (0,355 mg/l) gemessen (Abb. 37, Tab. A1).

Die Unterschiede zwischen den hydrologischen Gruppen sind dadurch signifikant (H-Test, $p < 0,05$, $n = 120$). Der Mann-Whitney-U-Test zeigt eine signifikante Trennung zwischen [OW Rhein] und [Hyporheal] (U-Test, $p < 0,05$, $n = 48$) sowie zwischen [Hyporheal] und [Alluv. GW] (U-Test, $p < 0,05$, $n = 108$).

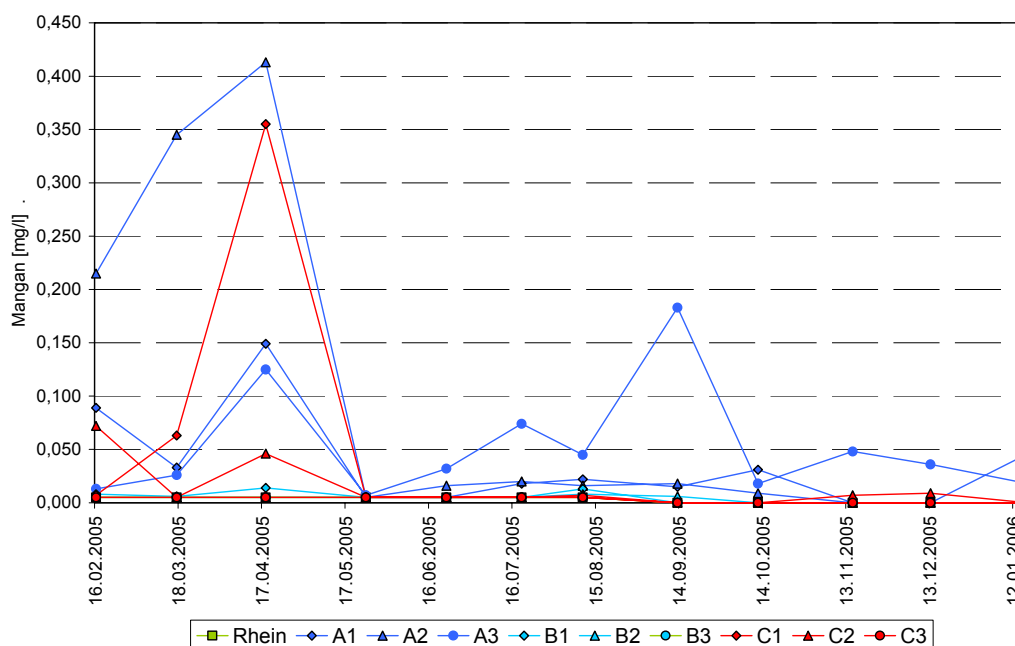


Abb. 37: Mangankonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Betrachtet man die einzelnen Pegelreihen sind die Unterschiede ebenfalls höchst signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 120$). Dabei treten die Abweichungen zwischen Rhein und Pegelreihe A (U-Test, $p = 0,000$, $n = 48$), zwischen den Pegelreihen A und B sowie zwischen den Pegelreihen A und C auf (U-Test, $p = 0,000$, $n = 72$).

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes kam es mit Ausnahme der bereits erwähnten Pegel A2 und C1 zu keinen nennenswerten Konzentrationsveränderungen (Abb. 37).

Sulfat

Während die Sulfatmengen vom Rhein und den A- und B-Pegelreihen relativ gleich waren (Mediane: 48,7-54,2 mg/l SO_4^{2-}), konnten in den C-Pegeln höhere Konzentrationen von bis zu über 80 mg/l festgestellt werden (Median: 66,2 mg/l SO_4^{2-}) (Abb. 38, Abb. 39 D, Tab. A3). Die Differenzen der Sulfatgehalte waren sowohl für die einzelnen Pegelreihen als auch für die hydrologischen Gruppen höchst signifikant (H-Tests, $p = 0,000$, $n = 120$). Laut U-Test sind die Gruppentrennungen zwischen [OW Rhein] und [Alluv. GW] sowie zwischen [Hyporheal] und [Alluv. GW] signifikant (U-Tests, $p = 0,000$, $n = 48$, $n = 108$). Für die einzelnen Pegelreihen gilt das gleiche Ergebnis. Es gab keine wesentlichen Abweichungen zwischen Rhein und den A- und B-Pegelreihen, wohl aber zwischen den drei genannten Gruppen und der C-Pegelreihe (U-Tests, $p = 0,000$, $n = 48$, $n = 72$). Im Jahresverlauf konnte erneut eine Konzentrationsverminderung bei der Probennahme am 13.09.2008 festgehalten werden (Abb. 38).

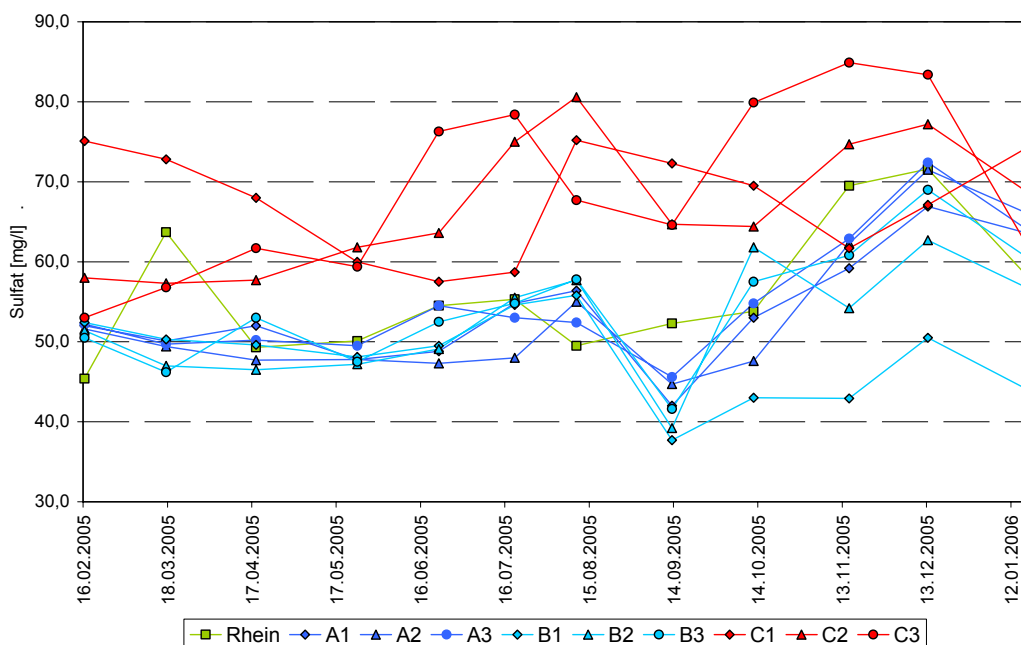


Abb. 38: Sulfatkonzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

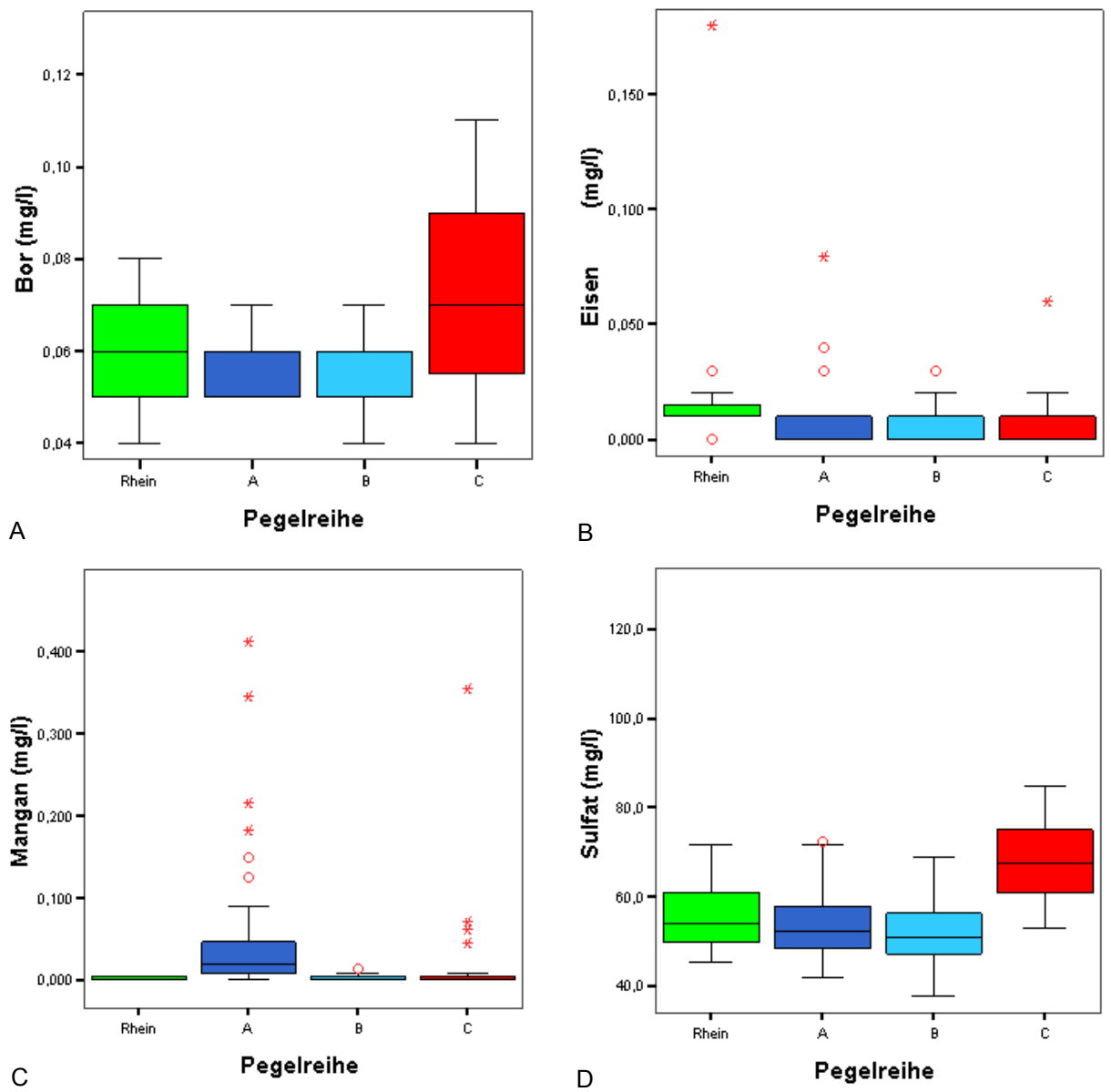


Abb. 39: Boxplots von (A) Bor, (B) Eisen, (C) Mangan und (D) Sulfat für Rhein und Pegelreihen A, B, C (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006)

Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC)

Die Boxplots der DOC-Konzentrationen zeigen ein vergleichbares Bild wie schon bei der Analyse aller Pegel (Abb. 43 A). Es konnte eine deutliche Konzentrationsverminderung vom Oberflächenwasser des Rheins (Median: 2,7 mg/l) zur A-Pegelreihe (Median: 1,5 mg/l) festgestellt werden (Abb. 43 A, Abb. A1). Dies entspricht einer DOC-Reduzierung von 45 %. Die weitere Abnahme der DOC-Werte von den A- zu den B-Pegeln (Median: 1,4 mg/l) war nur noch gering (Tab. A3). Die niedrigsten Konzentrationen wiesen die C-Pegel auf (Median: 0,8 mg/l). Die Unterschiede zwischen den hydrologischen Gruppen und zwischen den einzelnen Pegelreihen waren hoch signifikant (H-Tests, $p = 0,000$, $n = 120$). Das gilt auch für fast alle U-Tests bei der Analyse der einzelnen Gruppenunterschiede. Nur zwischen Pegelreihe A und Pegelreihe B (U-Tests, $p = 0,000$, $n = 48-108$) ergaben sich keine signifikanten Differenzen. Im Jahresverlauf konnten mit Ausnahme der höheren DOC-Gehalte des Rheins während des Hochwassers zu Beginn der Untersuchung und des Pegels A1 im Herbst keine größeren Schwankungen festgestellt werden (Abb. 40).

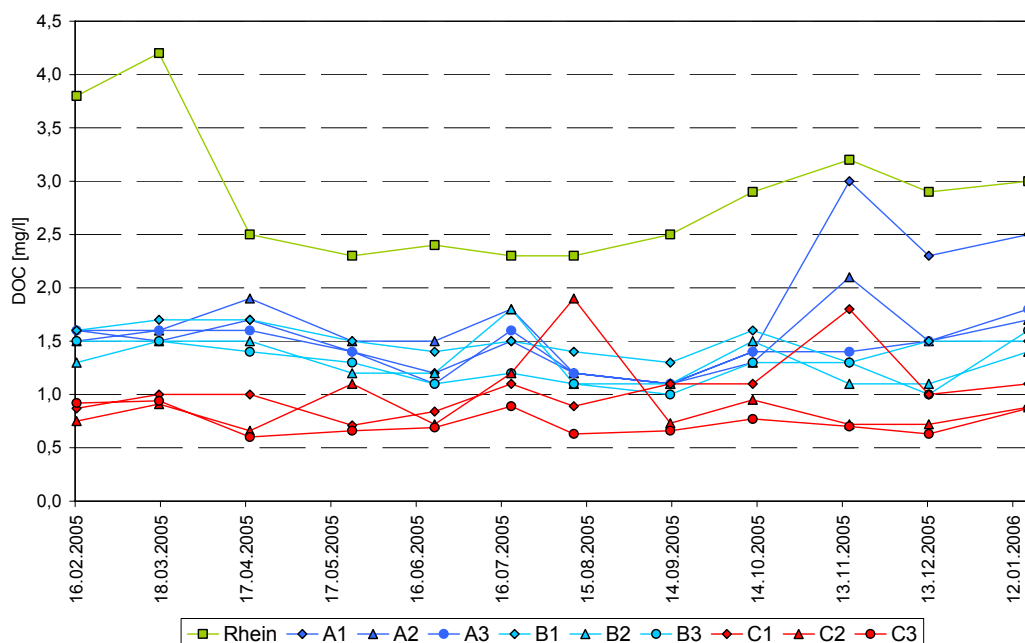


Abb. 40: DOC-Gehalte des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254nm})

Das gleiche Bild ergibt sich bei den eng mit den DOC korrelierten SAK_{254nm}-Werten (Abb. 43 B). Auch hier sank der SAK vom Rhein (Median: 6,8 m⁻¹) zu den A-Pegeln (Mediane: 3,1 - 3,4 m⁻¹) deutlich ab (Tab. A3). Unterschiede zwischen den A- und B-Pegeln ergaben sich kaum, und erst die C-Pegelreihe wiesen wieder geringere SAK-Werte auf (Mediane: 1,0 - 1,9 m⁻¹). Dementsprechend sind die Unterschiede sowohl für die hydrologischen Gruppen als auch für die einzelnen Pegelreihen mit Ausnahme der Pegelreihen A und B hoch signifikant (H-Tests, $p = 0,000$, $n = 120$; U-Tests, $p = 0,000$, $n = 48-108$).

Im Rhein zeigten sich eine Zunahme der Werte im Winter und eine Abnahme im Sommer. Die Pegel selbst wiesen mit wenigen Ausnahmen einen nivellierteren Jahresverlauf auf (Abb. 41).

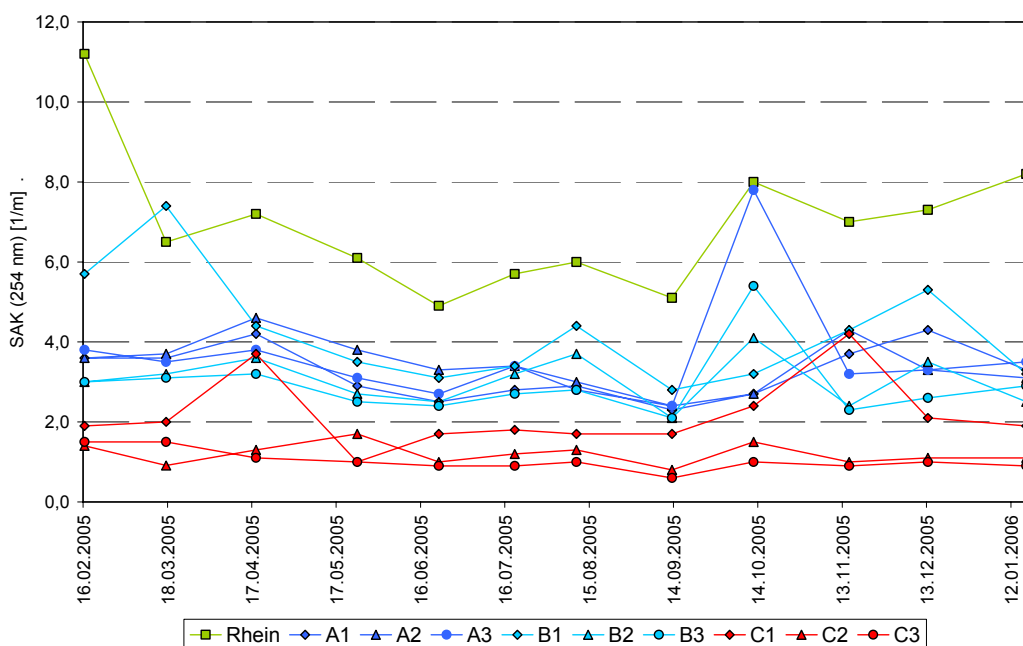


Abb. 41: SAK_{254 nm}-Gehalte des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)

Bei der Betrachtung des AOX-Summenparameters zeigt sich eine kontinuierliche Abnahme der AOX-Konzentrationen vom Rhein (Median: 10 µg/l) bis zu den C-Pegeln (Median: 6,0 µg/l) (Abb. 43 C) (Tab A1, Tab. A3). Die A-Pegel, insbesondere Pegel A2, wiesen dabei hohe Schwankungen der Konzentrationen zwischen den einzelnen Probeterminen auf (Abb. 42, 43 C). Laut H-Test waren die Differenzen zwischen den hydrologischen Gruppen signifikant ($p = 0,000$, $n = 120$). Bei der Überprüfung der einzelnen hydrologischen Gruppen zeigte sich gleichfalls, dass alle Gruppenunterschiede signifikant sind (U-Tests, $p < 0,01$, $n = 48-108$). Auch die Abweichungen zwischen der Pegelreihen sind mit Ausnahme von den Pegelreihen A und B (U-Test, $p > 0,05$, $n = 72$) signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 120$; U-Tests, $p < 0,05$, $n = 48-108$). Die AOX-Konzentrationen im Rhein zeigten eine Abnahme der AOX-Gehalte im Sommer (Abb. 42). Dies spiegelte sich tendenziell auch in mehreren Pegeln wider. Die Nullwerte bei einigen Messungen im Spätsommer und Herbst könnten auf Messfehler hindeuten.

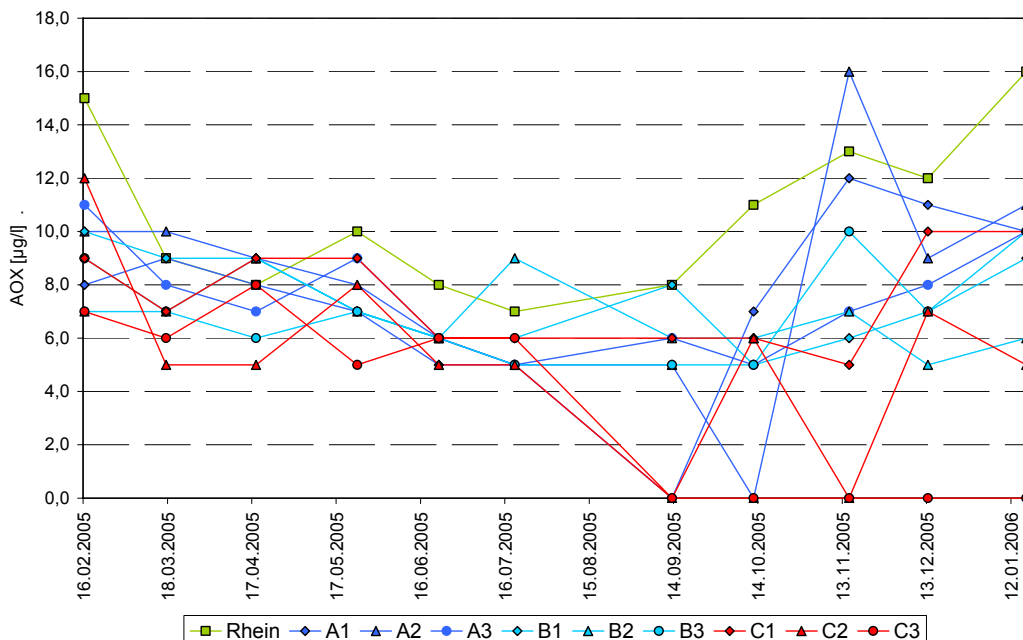


Abb. 42: AOX-Konzentrationen des Rheins und der A-, B-, C-Pegel im Jahresverlauf

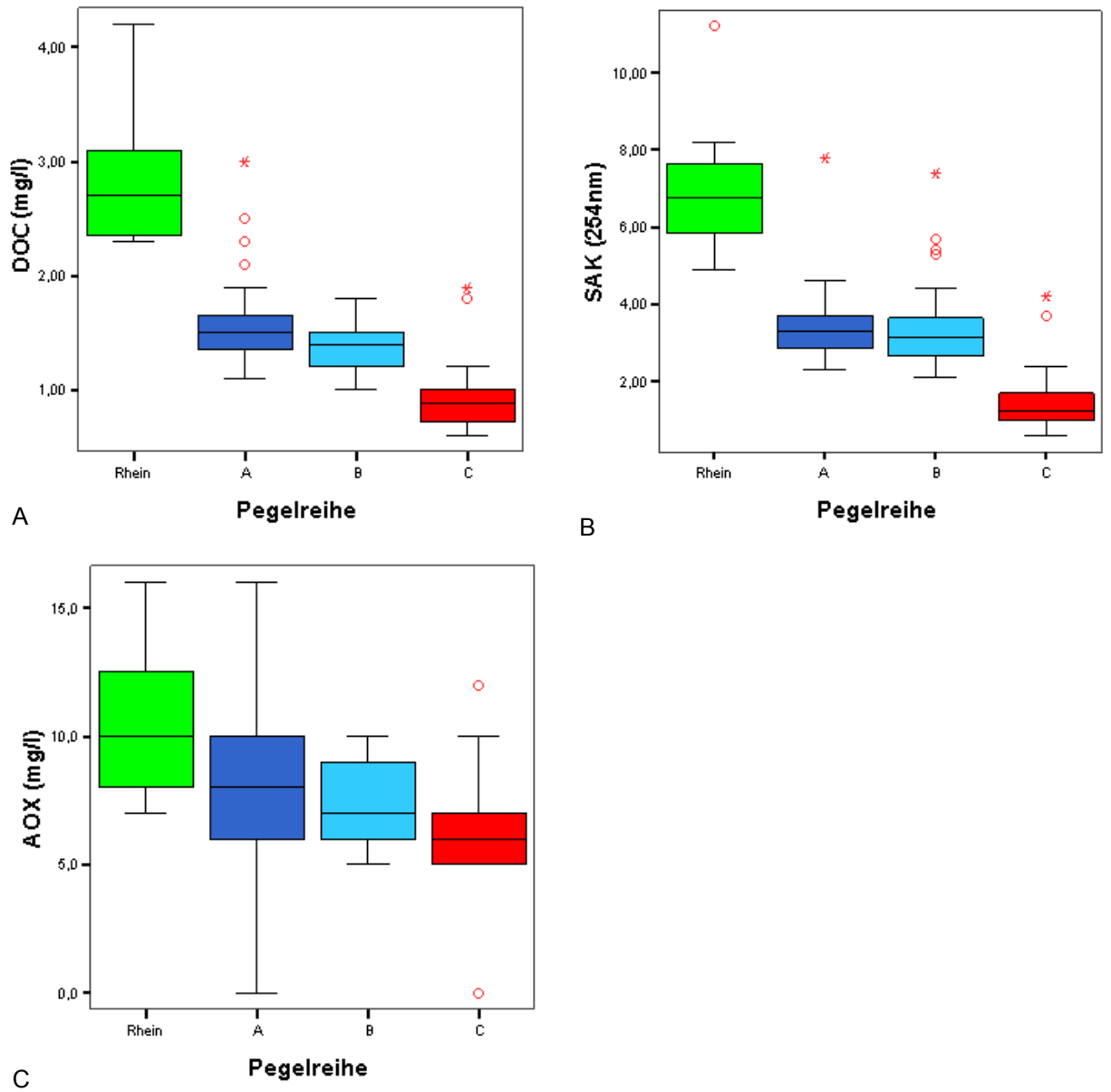


Abb. 43: Boxplots von (A) DOC, (B) SAK_{254nm} und (C) AOX für Rhein und Pegelreihen A, B, C (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum Februar 2005 - Januar 2006)

4.2 Faunistische Ergebnisse

Insgesamt konnten in den 144 Proben der Messstellen insgesamt 4.647 Individuen gefunden werden, die 16 Arten und sieben höheren Taxa zugeordnet wurden (Tab. 14). Die 341 erfassten Nauplii bleiben bei der weiteren Auswertung unberücksichtigt, da es sich um nicht bestimmbare Larvalstadien von Crustaceen handelt. Durchschnittlich fanden sich 31 Organismen pro Probe. Die Bestimmung der Tiere auf Artniveau beschränkte sich mit Ausnahme des Grundwasserpolychaeten *Troglochaetus beranecki* DELACHAUX, 1921 auf die Crustacea (Tab. 15).

Vorrangig wurden stygobionte Arten gefunden, unter denen *Diacyclops languidoides*, *Graeteriella unisetigera* (Crustacea, Cyclopoida), *Bathynella freiburgensis* (Crustacea, Syncarida) und *Niphargus kochianus* (Crustacea, Amphipoda) mit den höchsten Abundanzen vertreten waren. Bei den höheren Taxa dominierten Nematoden, Turbellarien und Oligochaeten (Tab. 14).

Tab. 14: Gesamtabundanzen und Artenreichtum der gefundenen Taxa

Großgruppen	Taxa	Abundanzen	Anzahl Arten
Crustacea	Cyclopoida	2510	8
	Harpacticoida	53	3
	Ostracoda	55	1
	Amphipoda	81	1
	Syncarida	343	1
	Isopoda	1	1
Annelida	Polychaeta	5	1
	Oligochaeta	176	
Nematoda		620	
Turbellaria		368	
Acari		1	
Tardigrada		61	
Rotatoria		1	
Insecta		31	
Summe:		4306	16

Von den 3.043 gefangenen Organismen, die den Crustacea zugeordnet wurden, waren 1.112 Exemplare Copepoditen, Jugendstadien der Cyclopoida. Da die Copepoditen nicht auf Artniveau bestimmt werden können, werden auch diese bei der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt. Die determinierten Crustaceenarten sind der Tab. 15 zu entnehmen. Die mit Abstand häufigste vorgefundene Art war *Diacyclops languidoides*. Die Syncaridenart *Bathynella freiburgensis* wurde am zweithäufigsten erfasst, gefolgt von *Graeteriella unisetigera* und *Niphargus kochianus*. Die Arten *Diacyclops bicuspidatus*, *Bryocamptus spec* und *Proasellus walteri* wurden jeweils nur als Einzelfund gefangen.

Tab. 15: Artenliste der Crustacea mit den Gesamtabundanzen

Taxon	Artnamen	Abundanz
Cyclopoida	<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER, 1851)	27
	<i>Acanthocyclops robustus</i> (SARS, 1863)	6
	<i>Acanthocyclops venustus</i> (NORMAN & SCOTT 1906)	38
	<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (CLAUS, 1857)	1
	<i>Diacyclops languidus</i> (Sars, 1863)	2
	<i>Diacyclops languidoides</i> (LILLJEBORG, 1901)	1.154
	<i>Graeteriella unisetigera</i> (GRAETER, 1908)	170
	<i>Graeteriella spec nov.</i>	3
Harpacticoida	<i>Bryocamptus spec</i> CHAPPUIS, 1929	1
	<i>Chappuisius singeri</i> CHAPPUIS, 1940	36
	<i>Parastenocaris spec</i> KESSLER, 1913	13
Ostracoda	<i>Pseudocandona pratensis</i> (HARTWIG, 1901)	55
Amphipoda	<i>Niphargus kochianus</i> BATE, 1859	81
Isopoda	<i>Proasellus walteri</i> (CHAPPUIS, 1948)	1
Syncarida	<i>Bathynella freiburgensis</i> JAKOBI, 1954	343
Summe		1.931

Der Anteil der Crustaceen an den Gesamtabundanzan liegt bei über 70 % (Abb. 44). Neben den dominierenden Cyclopoida mit über 58 % aller Individuen konnten noch Harpacticoida, Ostracoda, Bathynellacea, Amphipoda und Isopoda erfasst werden. Bei den Tiergruppen, die nicht zu den Krebstieren gehören, dominierten die Nematoden (14,4 %), Turbellarien (8,5 %) und Oligochaeten (4,1 %) (Abb. 44).

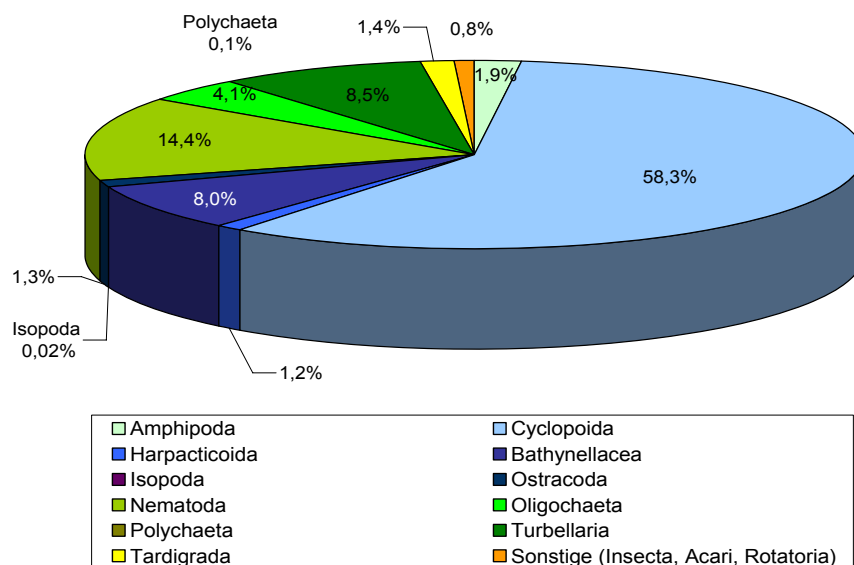


Abb. 44: Taxaspektrum und Abundanzen der erfassten Organismen mit Ausnahme der Nauplii aller Pegel von Februar 2005 bis Januar 2006 (n = 4.306)

4.2.1 Die vorkommenden Arten und Angaben zu ihrer Ökologie

Cyclopoida (Copepoda, Crustacea)

Die Cyclopoida sind aufgrund ihrer morphologischen Variationen innerhalb ihrer Arten ein systematisch kompliziertes Taxon (EINSLE 1993; POSPISIL & DANIELOPOL 2000).

Die während der Untersuchung am häufigsten gefundene Art ***Diacyclops languidooides*** ist die am weitesten verbreitete Spezies im Grundwasser Deutschlands (u. a. KIEFER 1926, 1931, 1933; STERBA 1955, 1956; PESCE 1992, 1994; PESCE & GALASSI 1985, 1987; STOCH & POSPISIL 2000a, b; REID 2001) und gilt als stygobiont. Wegen ihrer zahlreichen Merkmalsvariationen ist davon auszugehen, dass es sich um eine kryptische Art handelt, die sich in eine Vielzahl weiterer Arten aufgliedern lässt. EINSLE (1993) empfiehlt aber, die Tiere der *D. languidooides*-Gruppe vorerst weiterhin als *D. languidooides* zu determinieren. *Diacyclops languidooides* war mit Abstand die individuenreichste Art in den Pegeln des Untersuchungsgebietes (Tab. 14, Tab. A6)

Als ähnlich schwierig gilt die ***Diacyclops languidus***-Gruppe. Auch hier vermutet man einen Artenkomplex, der aber bisher nicht sicher nach einzelnen Arten getrennt werden kann (EINSLE 1993). *D. languidus* gilt nach STEENKEN (1998) als stygoxen und kommt häufig in Kleingewässern, Tümpeln und auch im Litoral von Seen vor. Die Art ist in ganz Mitteleuropa verbreitet. Da sie auch fakultativ im Grundwasser anzutreffen ist (EINSLE 1993; GAVIRIA 1998), stellt sich die Frage, ob es stygobionte Unterarten gibt (SCHMINKE 2007a). Sie wird deswegen in dieser Studie als stygophil eingeordnet (Tab. 16). Insgesamt wurde lediglich jeweils ein einzelnes Exemplar in A3 und B3 erfasst.

Diacyclops bicuspidatus ist hingegen eine stygoxene Oberflächenart, die aber aufgrund ihrer großen ökologischen Valenz auch im Grundwasser anzutreffen ist (DANIELOPOL 1983). Sie ist in ganz Deutschland vertreten (KIEFER 1937; HUSMANN 1956; PRIESEL-DICHTL 1959) und besiedelt bevorzugt periodische bis perennierende

Kleingewässer und das Litoral von Teichen und Seen (EINSLE 1993). RUMM et al. (1998) fanden die Art auch in Langsandsandfiltern. Ein Einzelexemplar von *D. bicuspidatus* wurde in A3 gefunden.

Eine ähnlich euryöke und kosmopolitische Art ist ***Eucyclops serrulatus***, welche fast alle Süßwasserbiotope besiedelt (SCHMINKE 2007a) und nach DUMAS & LESCHER-MOTOUÉ (2001) gleichfalls typisch für das hyporheische Interstitial ist. Die Spezies wird auch häufig im Grundwasser gefunden und wurde mit insgesamt 25 Individuen in den A-Pegeln erfasst.

Acanthocyclops robustus ist ebenfalls stygoxen, aber euryvalent und wird gelegentlich im Grundwasser gefunden (GERECKE et al. 2005). Die Art kommt in fast allen Kleingewässern und Seen vor (MAIER 1990; EINSLE 1993). Er gilt als räuberischer Litoral- und Pelagialbewohner (KIEFER 1963; FRYER 1985; MAIER 1990) und ist in der Paläarktis weit verbreitet (GERECKE et al. 2005). Auch in Nordamerika wurden Exemplare gefunden (LEWIS & REID 2007). Insgesamt konnten sechs Individuen von *A. robustus* in Pegel A1 erfasst werden.

Die Art ***Acanthocyclops venustus*** ist eine hypogäische Art (VERVIER & GIBERT 1991; CULVER & PIPAN 2007), die aber auch außerhalb des Grundwassers in sauren Moorgewässern angetroffen wurde (FRYER 1980) und in ganz Deutschland und weiten Teilen Europas verbreitet ist (KIEFER 1937; NOLL & STAMMER 1953; PRIESEL-DICHTL 1959; EINSLE 1993; DANIELOPOL & POSPISIL 2001). 38 Individuen von *A. venustus* wurden in den Proben der Pegel 12 und 14 gefunden.

Ebenfalls stygobiont ist ***Graeteriella unisetigera*** (EINSLE 1993; STEENKEN 1998; FERREIRA et al. 2007). Sie hat in Europa ein großes Verbreitungsgebiet, was als Folge eines passiven Transports der Individuen durch Fließgewässer gedeutet wird (GALASSI

2001). Nach HUSMANN (1956) ist die Art außer in sandig-kiesigen Talauen und flussbegleitenden Grundwässern auch im Hangschutt-Grundwasser vorzufinden. Die Individuen konnten überwiegend in den B-Pegeln erfasst werden, fanden sich aber auch in allen anderen Pegeln mit Ausnahme der Untersuchungsstellen des landseitigen Grundwassers (Pegel 11, 14, 80).

Neben *Graeteriella unisetigera* konnte eine weitere *Graeteriella*-Art (***Graeteriella spec. nov.***) gefunden werden, die bisher nicht beschrieben wurde und wahrscheinlich eine neue Spezies darstellt.

Harpacticoida (Copepoda, Crustacea)

Die Harpacticoida sind aufgrund ihrer schmalen, länglichen Form gut an den Lückenraum des Grundwassers angepasst. Entsprechend viele stygobionte Arten sind bekannt. Die Spezies ***Chappuisius singeri*** gilt als obligater Bewohner des Grundwassers von fluviatilen Sand- und Kiesaufschüttungen (JANETZKY et al. 1996). HUSMANN (1956, 1964b) hat sie in den uferfernen Bereichen von Flüssen gefunden, wo sie sandig-kiesige Substrate und oligosaprobe Bedingungen bevorzugt. Sie kam aber auch in Subterrangewässern hyporheischer Fluvial-Aufschüttungen vor (HUSMANN 1964b). Bisher wurde sie nur in Deutschland und Tschechien gefunden (JANETZKY et al. 1996), wobei die Fundorte meist in der Nähe von Flüssen (u. a. Rhein, Main, Saale, Weser, Leine, Lahn, Sieg) liegen (NOLL 1939; CHAPPUIS 1940; HAINE 1946; NOLL & STAMMER 1953; HUSMANN 1956, 1964b; RONNEBERGER 1975; GLATZEL 1989).

Während der Untersuchung trat die Art schwerpunktmäßig in den B-Pegeln auf, in denen insgesamt 28 Exemplare gefunden wurden. Acht weitere Individuen wurden in den A-Pegeln vorgefunden.

Die beiden weiteren Harpacticoida-Spezies ***Parastenocaris spec*** und ***Bryocamptus spec*** konnten nicht bis auf Artniveau bestimmt werden. Die Gattung *Parastenocaris* gilt mit Ausnahme von *P. brevipes*, die in Sphagnumpolstern aufgefunden wurde,

gemeinhin als stygobiont (JANETZKY et al. 1996). Typische morphologische Anpassungen an das Grundwasser sind u. a. der lang gestreckte, wurmförmige Körperbau und die Reduktion der Extremitäten (NOODT 1955). Acht Exemplare fanden sich im Pegel 80 und insgesamt fünf weitere Individuen in den Alluvialpegeln 12, 13 und 15. Von *Bryocamptus spec* fand sich lediglich ein Exemplar im Pegel A3.

Bathynellacea (Syncarida, Crustacea)

Die Bathynellacea (Brunnenkrebse) gehören zu den Syncarida und sind in Deutschland nur im Grundwasser vorzufinden (SCHMINKE 2007b).

FUCHS (2007) fand *Bathynella freiburgensis* mehrfach im Oberrheingraben, STEENKEN (1998) ausschließlich in quartären Porengrundwasserleitern nördlich von Offenburg und südlich von Mannheim, die zum Teil durch Fließgewässer beeinflusst sind. STEENKEN (1998) benennt die Art als *Pseudobathynella gallica*, was auf die noch nicht geklärte systematische Einordnung hinweist. Nach SCHMINKE (2007b) gibt es Hinweise, die auf eine Zugehörigkeit zur Gattung *Pseudobathynella* hindeutet.

Während der Untersuchung konnte *Bathynella freiburgensis* vor allem in Pegel 80 vorgefunden werden. Gerade bei der zweiten Beprobung am 18.04.2005 wurden 135 Exemplare gefangen. Weiterhin wurde die Art in den B- und C-Pegeln, vor allem im Pegel B3 erfasst (Tab. A6).

Amphipoda (Crustacea)

Die ausschließlich in der Paläarktis vorkommende Familie Niphargidae zählt 319 Arten, die überwiegend hypogäisch leben und in Mittel- und v.a. Südosteuropa weit verbreitet sind (VÄINÖLÄ et al. 2008). Die Gattung *Niphargus* scheint in Nordafrika und in den ehemaligen Glazialgebieten Nordeuropas zu fehlen (GLEDHILL et al. 1993). Die Systematik dieser Gruppe ist noch unzureichend geklärt und bedarf einer Revision (FIŠER et al. 2008). Von den bisher ca. 260 Arten besiedeln knapp über die Hälfte ausschließlich subterrane Biotope und ein Viertel ist bisher nur aus Quellen bekannt

(GLEDHILL et al. 1993). Die *Niphargus*-Arten sind generell saprophag, einige Arten sind räuberisch und erbeuten andere Invertebraten (GLEDHILL et al. 1993). Entsprechend ihrer Anpassung an subterrane Habitate (verlangsamter Metabolismus) werden viele Spezies relativ alt. Untersuchungen von KARAMAN & RUFFO (1986) an *Niphargus virei* lassen ein Höchstalter von 10 Jahren vermuten. Die im Untersuchungsgebiet vor allen in den Alluvial-Pegeln (C2, C3, 12, 13, 15) gefundene Art ***Niphargus kochianus*** ist in Mitteleuropa weit verbreitet und besiedelt Höhlen, Brunnen, Quellen, das hyporheische Interstitial und das Grundwasser (STOCK & GLEDHILL 1977; GLEDHILL et al. 1993). Auch die Taxonomie der *N. kochianus*-Gruppe ist aufgrund der vielen unzureichenden Beschreibungen von Arten und Unterarten noch sehr konfus (STOCK & GLEDHILL 1977). Nach SCHMINKE (2007c) ist die Art stenök und meidet geringe Sauerstoffkonzentrationen, toleriert aber erhöhte Nitrat-, Nitrit-, Ammonium-, Phosphat- und Chloridkonzentrationen.

Isopoda (Crustacea)

In Deutschland finden sich im Grundwasser nur Isopoda der Familie Asellidae (WÄGELE 2007). Neben *Asellus aquaticus* sind dies ausschließlich Arten der Gattung *Proasellus* DUDICH 1925. Aber auch bei den Isopoden ist die taxonomische Einordnung mit den vielen beschriebenen Arten und Unterarten noch umstritten und nicht ausreichend abgesichert (HENRY 1976). Die Arten ernähren sich omnivor, v.a. aber von pflanzlichem Detritus (WÄGELE 2007). Das im Untersuchungsgebiet nur einmal erfasste Exemplar (Pegel 12) (Tab. A6) gehört zur Art ***Proasellus walteri***, die bisher im Interstitial bzw. im Grundwasser bei Freiburg (STEENKEN 1998), im Schwarzwald und im Neckareinzugsgebiet (FUCHS 2007), in der Schweiz (CHAPPUIS 1948) und in Frankreich (HENRY 1976; MERMILLOD-BLONDIN et al. 2000; FERREIRA et al. 2007) gefunden wurde. Dabei handelt es sich um eine sehr kleine Art, deren Körper schmal und lang gestreckt ist (WÄGELE 2007).

Ostracoda (Crustacea)

Die Ostracodenart *Pseudocandona pratensis* gilt als tolerant gegenüber verschiedenen Umweltbedingungen und findet sich u. a. in temporären Gewässern und gefluteten Arealen sowie in Quellen, Flüssen, Bächen und in Interstitialhabitaten (MEISCH 2000). Die Art ist laut MEISCH (2000) mesothermophil, mesorheophil, mesohalophil und laut HARTMANN & HILLER (1977) titanoeuryplastisch. Sie ist in ganz Europa verbreitet. Unter anderem fanden MARMONIER & CREUZÉ DES CHÂTELLIERS (1992) und TABACCHI & MARMONIER (1994) Exemplare von *P. pratensis* im Interstitial der Rhone bzw. im fließgewässer- und grundwasserbeeinflussten Interstitial eines Tümpels in Südwestfrankreich. Im Grundwasser Südtaliens (KARANOVIC & PESCE 2001) und in Quellen Norditaliens (ROSSETTI et al. 2005) wurde die Art gleichfalls angetroffen. Weitere Fundorte sind Serbien (KARAN-ZNIDARSIC & PETROV 2007), Montenegro (KARANOVIC 1999), Weißrussland (NAGORSKAYA & KEYSER 2005) und Luxemburg (GERECKE et al. 2005).

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 55 Exemplare gefangen, die sich ausschließlich im Pegel A3 befanden.

Polychaeta (Annelida)

Neben den Crustacea wurde auch die stygobionte Art *Troglochaetus beranecki* mit insgesamt fünf Exemplaren gefunden (Pegel C3, 12, 15). Bei der Art handelt es sich um den einzigen limnischen Vertreter dieser sonst marinen Gruppe der Polychaeten. Als Tertiärrelikt (CHAPPUIS 1927, THIENEMANN 1950) entspricht sein Verbreitungsgebiet in Europa noch weitgehend dem des miozänen Meeres (GAD 2007). Die Eiszeiten überdauerte die kaltstenotherme Art im Grundwasser. Sie findet sich häufig im Lückensystem von flussbegleitenden Aquiferen (HUSMANN 1956; DOLE-OLIVIER et al. 1994) und in der hyporheischen Zone (GLASBY & TIMM 2008) und gilt als grundwasserobligat (FERREIRA et al. 2007). Nach STEENKEN (1998) kann die Art trotz der Kaltstenothermie hydrochemisch stark unterschiedliche Grundwässer besiedeln.

4.2.2 Räumliche Analyse der Fauna für alle Pegel

Da neben den neun Observationspegeln der Pegelreihen A, B und C noch weitere 6 Pegel im Zeitraum eines halben Jahres faunistisch beprobt wurden, folgt nun die Analyse aller Pegel von März 2005 bis August 2005. Insgesamt konnten in diesem Zeitraum 2.873 Organismen (exklusive Nauplii) erfasst werden. Abb. 45 zeigt die entsprechenden Abundanzen in Prozent an. Auch hier dominierten die Cyclopoida deutlich (55,1 %), danach folgen die Taxa Nematoda (21,2 %) und Bathynellacea (8,3 %). Über zwei Drittel aller erfassten Individuen sind Crustaceen.

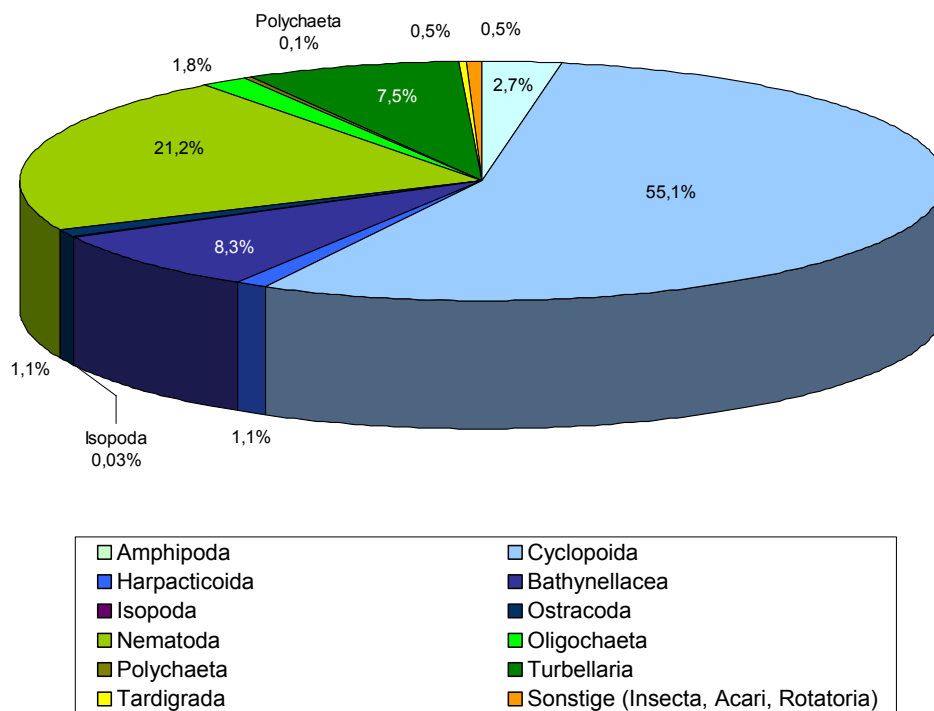


Abb. 45: Taxaspektrum und Abundanzen der erfassten Organismen aller Pegel im Zeitraum März-August 2005 (n = 2.873)

Betrachtet man die Taxaspektren der einzelnen Pegel, zeigen sich teilweise deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung und den Abundanzen. Die Pegel der A-Reihe wiesen gegenüber den B- und C-Pegeln z. B. relativ geringe Individuenzahlen auf (Abb. 46).

In Pegel A1 konnten vor allem Cyclopoida erfasst werden (75,3 %). Daneben wurden noch Turbellarien (12,6 %), Nematoden (4,7 %), Tardigraden (6,3 %) und Harpacticoida (1,1 %) gefunden (Abb. 46, Tab. A5).

Pegel A2 zeigt ein ähnliches Taxaspektrum, allerdings ist der Abundanzanteil der Cyclopoida mit knapp 52 % deutlich geringer. Dafür ist die Individuendichte der Turbellarien mit über 30 % mehr als doppelt so hoch. In den sechs A2-Proben konnten nur insgesamt 79 Organismen erfasst werden (Abb. 46, Tab. A5).

Der Pegel A3 wies mit einem Anteil von 96,3 % überwiegend Crustacea auf. Neben den Cyclopoida traten 32 Ostracoden der Art *Pseudocandona pratensis* auf (30,5 %), die ausschließlich im Pegel A3 gefunden wurden (Tab. A6). Weiterhin konnten je drei Exemplare der Syncaridenart *Bathynella freiburgensis* und der Harpacticoida (*Bryocamptus spec* und *Chappuisius singeri*) erfasst werden (Abb. 46, Tab. A6).

Die Gesamtabundanzen der Pegelreihe B waren gegenüber der A-Pegelreihe deutlich höher. Vor allem wurden Individuen des Taxons Cyclopoida gefunden, die einen Anteil von ca. $\frac{3}{4}$ aller erfassten Individuen aufweisen und damit eindeutig dominierender waren als in der A-Pegelreihe. In allen drei B-Pegeln konnten daneben noch Mikroturbellarien ermittelt werden (Tab. A5).

Während die Pegel B1 und B2 mit jeweils noch einigen gefundenen Exemplaren von Harpacticoiden, Oligochaeten und Nematoden ein sehr ähnliches Taxaspektrum zeigten, wurden in B3 geringere Anteile von Turbellarien, aber noch 41 Individuen von *Bathynella freiburgensis* (10,1 %) gefunden (Abb. 46, Tab. A6).

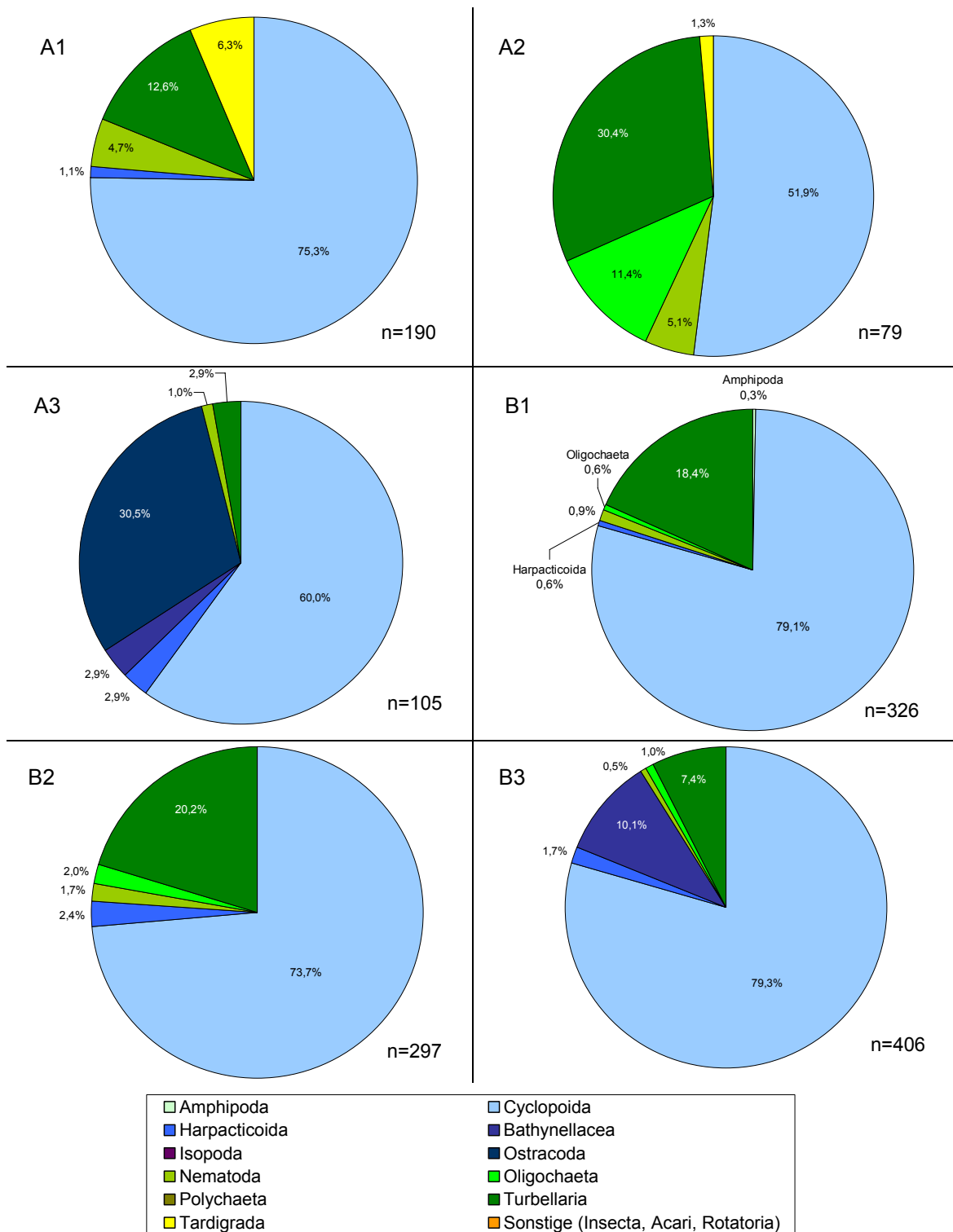


Abb. 46: Taxaspektrum und Abundanzen der A- und B-Pegel im Zeitraum März-August 2006

In den C-Pegelreihen war die Dominanz der Cyclopida noch stärker ausgeprägt (Abb. 47). Vor allem in den Pegeln C1 (98,4 %) und C2 (93,9 %) wurden fast ausschließlich Hüpferlinge erfasst. Daneben konnten noch einige wenige Oligochaeten und in C2 ein Exemplar der Amphipodenart *Niphargus kochianus* gesammelt werden (Tab. A5).

Pegel C3 war wieder artenreicher und die Dominanz der Cyclopida geringer (77,2 %) (Abb. 47). Insgesamt waren die Abundanzen deutlich niedriger als in den B-Pegeln. So konnten im Pegel C3 nur 57 und im Pegel C2 99 Individuen ermittelt werden (Tab. A5).

Bei den sechs Beprobungen des Pegels 11 wurden insgesamt nur sechs Organismen erfasst, je zwei Exemplare der Taxa Cyclopida (*Diacyclops languidoides*) und Bathynellacea (*Bathynella freiburgensis*) und ein Individuum von *Niphargus kochianus* sowie eine Collembola (Insecta) (Abb. 47, Tab. A5, A6).

Pegel 12 war hingegen taxa- und individuenreicher (Abb. 47). Zwar konnten nur 93 Organismen gefunden werden, aber der Pegel war mit 10 unterschiedlichen Tiergruppen der taxareichste Untersuchungsstandort. Auch hier dominierten die Cyclopida. Daneben konnten Vertreter von Harpacticoiden, *Bathynella freiburgensis*, *Niphargus kochianus*, Oligochaeten und Turbellarien erfasst werden (Tab. A5). Außerdem wurden die Polychaetenart *Troglochaetus beranecki* und das einzige Exemplar von *Proasellus walteri* (Isopoda) gefunden.

Im Pegel 13 dominierte die Amphipodenart *Niphargus kochianus* mit fast 69 % aller erfassten Organismen (Abb. 47, Tab. A6). Knapp $\frac{1}{4}$ der Organismen waren Cyclopiden, daneben wurden noch wenige Exemplare von Nematoden und Harpacticoiden gefangen.

Die Gesamtabundanz in Pegel 14 war mit 31 erfassten Tieren sehr gering (Abb. 48, Tab. A5). Neben den Cyclopida, die mehr als die Hälfte der Individuen ausmachten, dominierten mit knapp 39 % die Nematoden. Außerdem fanden sich Exemplare von *Bathynella freiburgensis* (Tab. A6).

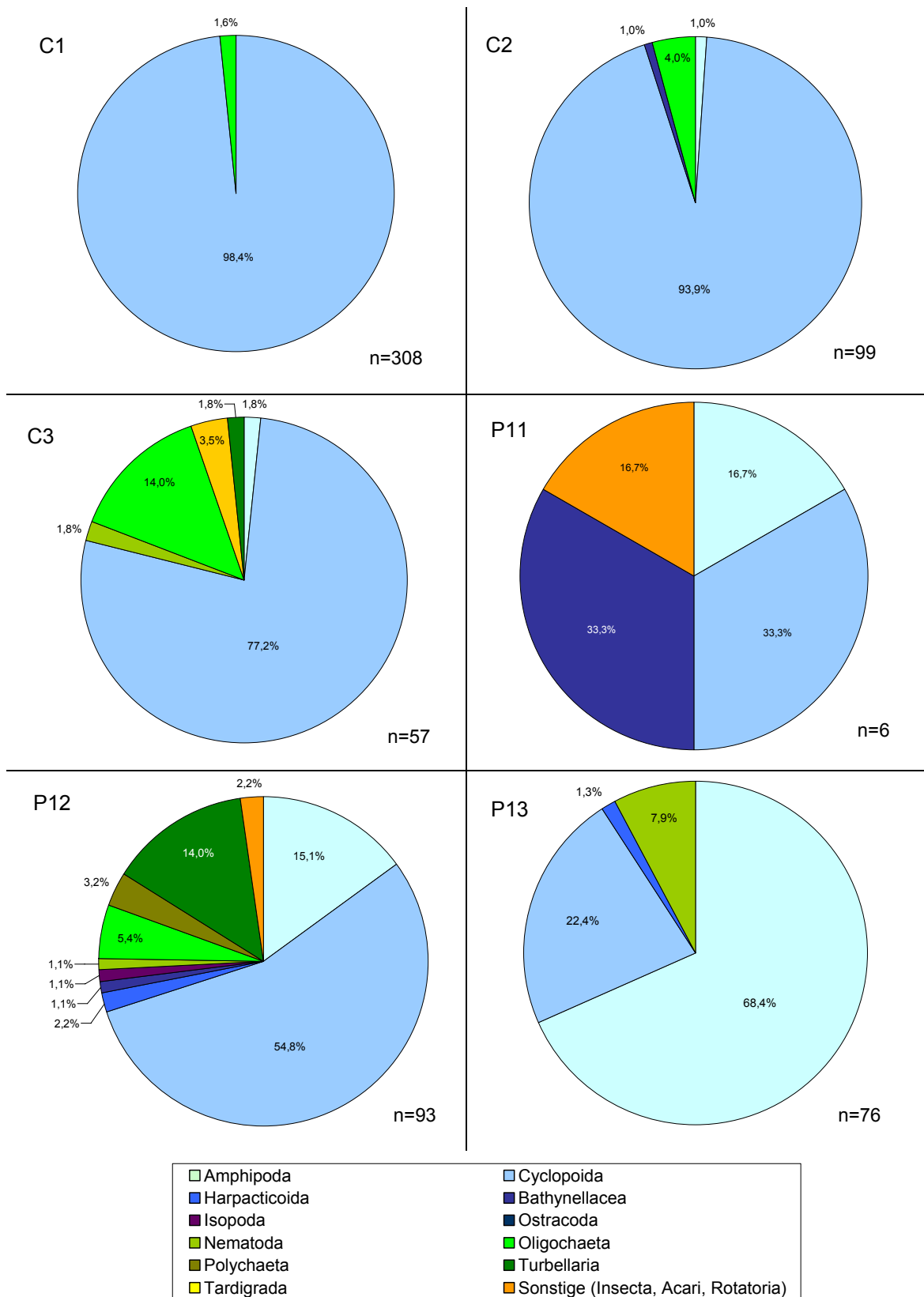


Abb. 47: Taxaspektrum und Abundanzen der C-Pegel und Pegel 11, 12, 13 im Zeitraum März-August 2006

In Pegel 15 konnte ab der dritten Beprobung am 24.05.2005 ein Massenvorkommen von Nematoden festgestellt werden (Tab. A5, Abb. 48). Von den 580 erfassten Tieren gehören mehr als 97 % zu diesem Taxon. Daneben wurden einige wenige Exemplare von Cyclopoiden, Haparticoiden, Amphipoden und *Troglochaetus beranecki* vorgefunden.

Bathynella freiburgensis dominierte mit einem Anteil von 85,5 % die Proben des Pegels 80 (Abb. 48), wobei bereits bei der ersten Probennahme im März 2005 der Großteil der Gesamtabundanz gefangen wurde (Tab. A5, A6). Es konnten weiterhin Individuen der Taxa Cylcopoidea, Harpacticoida, Amphipoda, Oligochaeta und Insecta erfasst werden.

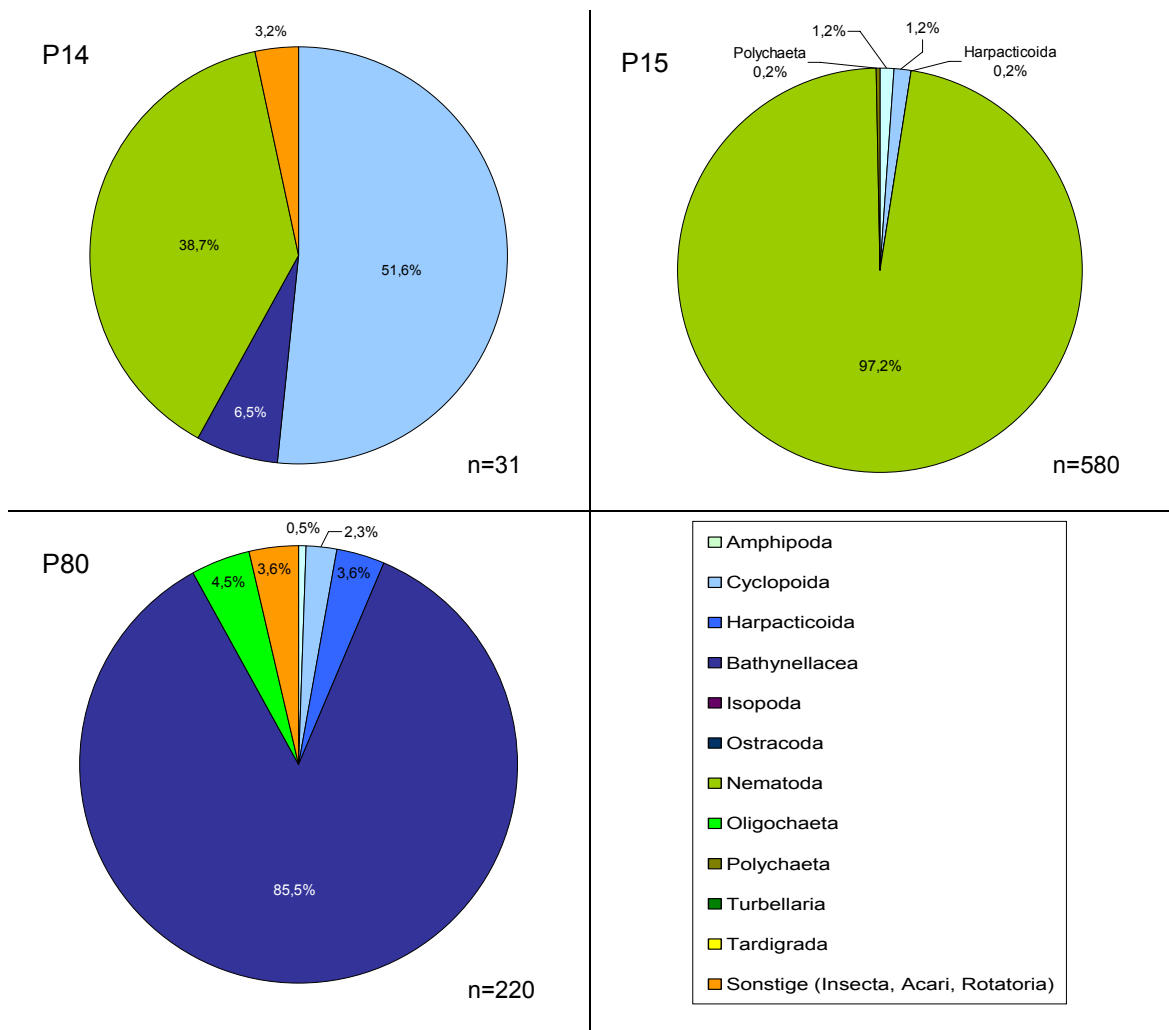


Abb. 48: Taxaspektrum und Abundanzen der Pegel 14, 15 und 80 im Zeitraum März-August 2006

Anhand einer Taxa-Pegel-Matrix (Tab. 16) können bei der Betrachtung aller Pegel über sechs Monate fünf faunistische Gruppen unterschieden werden: (I) die durch den starken Oberflächenwassereinfluss des Rheins gekennzeichnete Hyporheische Zone der Pegelreihe A [Hyporheal 1], (II) die weniger stark rheinwasserbeeinflusste Pegelreihe B [Hyporheal 2], (III) der Bereich des alluvialen Grundwassers der pumpennahen Pegelreihe C [Alluv. GW (Pumpe)], (IV) die Zone mit alluvialem Grundwasser der Pegel 12, 13 und 15 [Alluv. GW] und (V) tieferes, landseitiges Grundwasser mit nur geringem Oberflächenwassereinfluss (Pegel 11, 14, 80) [landseitiges GW].

Tab. 16: Taxa-Pegel-Matrix der erfassten Invertebraten aller untersuchten Pegel von März - August 2005 (Ökol = ökologische Präferenz, sx = stygoxen, eö = euryök, sp = stygophil, sb = stygobiont)

Gruppen		Hyporheal			Hyporheal 2			Alluv.GW (Pumpe)			Alluv.GW			landseitiges GW		
Pegel		A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	012	013	015	011	014	80
		n=6			n=6			n=6			n=6			n=6		
Arten	Ökol.															
<i>Eucyclops serrulatus</i>	sx/eö	2	6	8												
<i>Acanthocyclops robustus</i>	sx/eö															
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	sx/eö			1												
<i>Pseudocandona pratensis</i>	sx/eö			32												
<i>Bryocamptus spec</i>				1												
<i>Chappuisius singeri</i>	sb	1		2	2	7	4									
<i>Diacyclops languidus</i>	sp						1									
<i>Graeteriella unisetigera</i>	sb			1	6	104	11	3			1	1	3			
<i>Bathynella freiburgensis</i>	sb			3			41		1		1			2	2	188
<i>Diacyclops languidoides</i>	sb	34		32	99	23	163	182	65	31	2	9	2	2	13	4
<i>Niphargus kochianus</i>	sb				1				3	2	14	52	7	1		1
<i>Acanthocyclops venustus</i>	sb										37					1
<i>Proasellus walteri</i>	sb										1					
<i>Parastenocaris spec</i>	sb										2	2	1			8
<i>Troglochaetus beranecki</i>	sb										3		1			
<i>Graeteriella spec nov</i>												3				
Höhere Taxa																
Tardigrada		4	1													
Nematoda		9	4	1	3	5	2			1	1	6	564		12	
Mikroturbellaria		8	8	3	13	13	10			1	5					
Oligochaeta			9		2	6	4	5	4	8	5					10
Rotatoria											1					
Acari											1					
Insecta										2				1	1	8

Die Besiedlung der ersten Gruppe [Hyporheal 1] ist durch das Auftreten euryöker Arten wie *Eucyclops serrulatus*, *Diacyclops bicuspidatus* (Crustacea, Cyclopoida) oder *Pseudocandona pratensis* (Crustacea, Ostracoda) gekennzeichnet, deren Vorkommen sich auf diese Gruppe beschränkt (Tab. 16, Abb. 52 D). Doch auch in den A-Pegeln fanden sich überwiegend Individuen der stygobionten Art *Diacyclops languidoides*.

In der Pegelreihe B dominierten Grundwasserarten wie *Chappuisius singeri*, *Graeteriella unisetigera* (Crustacea, Cyclopoida) und *Bathynella freiburgensis* (Crustacea, Syncarida). Stygoxene oder euryöke Arten konnten hier nicht mehr festgestellt werden.

Die im Bereich der Pumpen gelegenen C-Pegel wurden maßgeblich durch die Präsenz von *Diacyclops languidoides* charakterisiert und zeigten sich relativ artenarm.

Die der Gruppe [Alluv. GW] zugehörigen Pegel wiesen eine höhere Artenvielfalt auf, wobei als Charakterart *Niphargus kochianus* (Crustacea, Amphipoda) auftrat. Zusätzlich konnten in Pegel 12 die stygobionte Cyclopoidenart *Acanthocyclops venustus* und in Pegel 15 hohe Abundanzen von Nematoden ermittelt werden.

Die drei Pegel der Gruppe [landseitiges GW], insbesondere Pegel 11, wiesen eine geringere Artenvielfalt und mit Ausnahme der Bathynellen in Pegel 80 niedrige Abundanzen auf.

Die Zugehörigkeit der Pegel zu den abgeleiteten ökologischen Gruppen spiegelt sich in der MDS wider (Abb. 49). Die einzelnen ökologischen Gruppen sind in der MDS deutlich voneinander getrennt. Auch die Pegelreihen A und B können nun mithilfe der Fauna eindeutig differenziert werden.

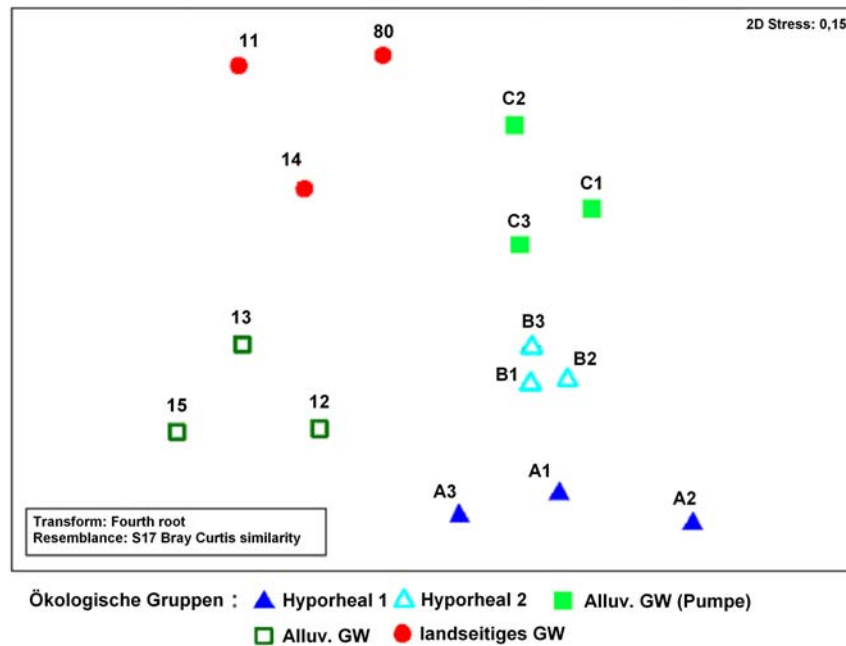


Abb. 49: MDS (Multidimensionale Skalierung) der faunistischen Daten aller Pegel (Daten wurden über den Mittelwert aggregiert, Zahlen/Buchstaben markieren Pegel)

Vergleicht man die räumliche Anordnung der Pegel in der MDS, welche ausschließlich auf den faunistischen Daten beruht, mit der tatsächlichen räumlichen Lage der Pegel im Untersuchungsgebiet, so ergibt sich eine weitgehende Übereinstimmung (Abb. 50). Die aggregierten faunistischen Daten spiegeln folglich die tatsächlichen Positionen der Pegel wider. Eine Spearman-Korrelationsanalyse zwischen den geographischen Daten der Pegel und der MDS-Koordinaten ergeben hohe und signifikante Korrelationen von 0,917 (MDS x-Achse und Breitengrad) bzw. 0,730 (MDS y-Achse und Längengrad) ($p = 0,002$, $n = 15$).

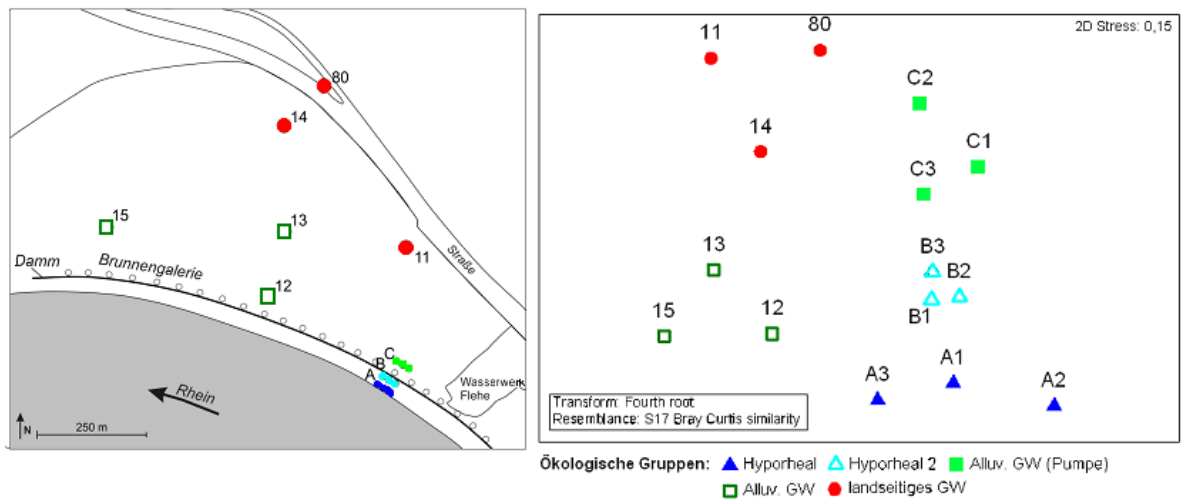


Abb. 50: Vergleich zwischen der geographischen Lage der Pegel im Untersuchungsgebiet und der Lage der Pegel in der Fauna-MDS

Die Ergebnisse der MDS werden von der Cluster-Analyse weitgehend bestätigt (Abb. 51). Die Pegel der A-Reihe [Hyporheal 1] und der B-Reihe [Hyporheal 2] können nun deutlicher unterschieden werden als mit der hydrochemischen Analyse. Allerdings wird die Fauna des Pegels A3 aufgrund des gemeinsamen Vorkommens von *Bathynella freiburgensis* und *Graeteriella unisetigera* eher den B-Pegeln zugeordnet. Die C-Pegel [Alluv. GW (Pumpe)] werden klar von der ökologischen Gruppe [Alluv. GW] getrennt und sind enger mit den A- und B-Pegeln assoziiert. Dies deckt sich mit der Taxa-Pegel-Matrix (Tab. 13). Die Matrix verdeutlicht die in den Gruppen [Alluv. GW (Pumpe)] und [Hyporheal 2] gemeinsam auftretenden relativ hohen Abundanzen von *Diacyclops languidoides*. Gleichzeitig ist die Artenarmut der C-Pegel gegenüber der [Alluv. GW]-Gruppe erkennbar.

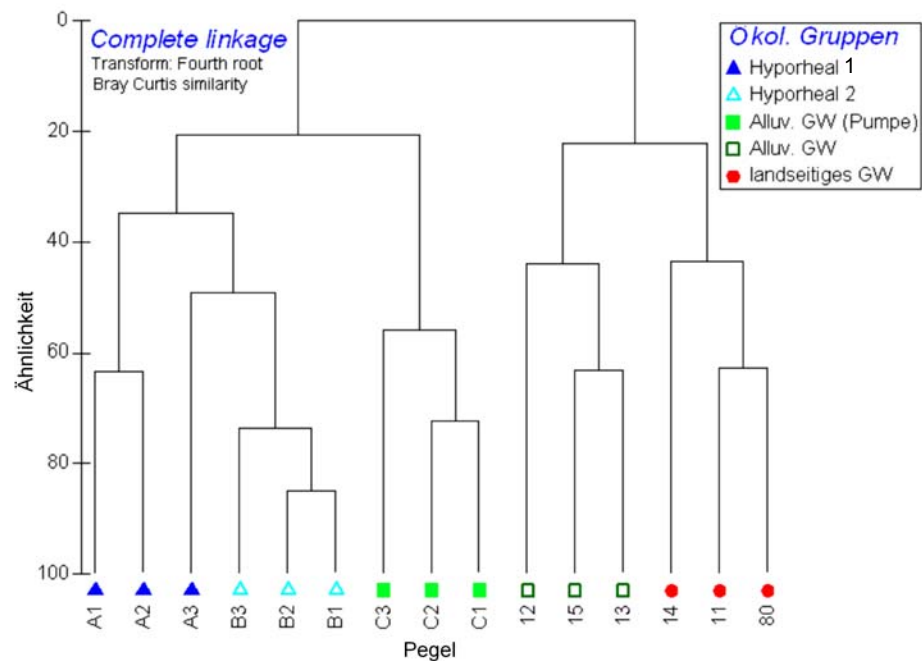


Abb. 51: Cluster-Analyse der Fauna gemäß den ökologischen Gruppen

Die ANOSIM (Globales $R = 0,764$, $p = 0,001$) zeigt eine deutliche Trennung zwischen den einzelnen Gruppen, wobei es zwischen der Pegelreihe A und B bei einem R-Wert von 0,556 zu leichten Überlappungen in den Faunengemeinschaften kommt (Tab. 17).

Tab. 17: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der ökologischen Gruppen aller Pegel (I = Hyporheal 1, II = Hyporheal 2, III = Alluv. GW (Pumpe), IV = Alluv. GW, V = landseitiges GW)

Ökologische Gruppe	I	II	III	IV
II	0,556			
III	0,889	0,815		
IV	0,852	0,704	1	
V	0,926	1	0,815	0,889
Globales $R = 0,76$; $p = 0,001$				

Bei der Analyse der Abundanzen und der Anzahl an Taxa bzw. Arten zeigt sich kein eindeutiger Gradient z. B. mit der Entfernung zum Rhein (Abb. 52). Laut Kruskal-Wallis-Test (H-Test) sind die Unterschiede von Abundanzen, Taxaanzahl, Artenanzahl, Anteile euryöker und stygobionter Arten zwischen den ökologischen Gruppen hoch signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 90$).

Die Abundanzunterschiede zwischen den einzelnen Gruppen sind mit Ausnahme von [Hyporheal 1] zu [Alluv. GW (Pumpe)] und [Alluv. GW] sowie zwischen den beiden Alluvial-Gruppen signifikant (U-Test, $p < 0,01$, $n = 36$). Die höchsten Abundanzen, wie auch schon in Abb. 52 A ersichtlich, weist das [Hyporheal 2] auf. Das [landseitige GW] hat die geringsten Individuenzahlen mit zwei Ausreißern für Pegel 80.

Die Gruppe [Alluv. GW], die durch das Massenvorkommen an Nematoden in Pegel 15 ebenfalls einige Ausreißer nach oben aufweist, ist am artenreichsten (Abb. 52 C). Neben dem [landseitigen GW] weist auch die Gruppe [Alluv. GW (Pumpe)] eine geringe Arten- und Taxaanzahl auf. Signifikante Gruppenunterschiede für die Taxaanzahl finden sich zwischen [Hyporheal 1] und [Alluv. GW (Pumpe)] sowie dem [landseitigen GW] (U-Tests, $p < 0,01$, $n = 36$) und zwischen [Hyporheal 2] und allen anderen ökologischen Gruppen (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 36$). Des Weiteren zeigen sich signifikante Differenzen der Taxazahlen zwischen den beiden Alluvial-Gruppen (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 36$) sowie zwischen [Alluv. GW] und dem [landseitigen GW] (U-Tests, $p < 0,01$, $n = 36$).

Die Artenanzahl unterscheidet sich nur für wenige ökologische Gruppen signifikant. So weist das [Hyporheal 2] hinsichtlich der Anzahl der Arten signifikante Abweichungen zu den Gruppen [Alluv. GW (Pumpe)], [Alluv. GW] und [landseitiges GW] auf (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 36$). Auch die Differenzen der Artenvielfalt zwischen [Alluv. GW (Pumpe)] und [Alluv. GW] sowie zwischen [Alluv. GW] und [landseitiges GW] sind signifikant (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 36$).

Wie bereits in Tab. 16 ersichtlich, finden sich euryöke Arten fast ausschließlich im [Hyporheal 1]. Die Anteile der stygobionten Arten steigen von den A-Pegeln zum

landseitigen Grundwasser. Dementsprechend signifikant sind die Unterschiede der euryöken Arten und ihre Anteile zwischen dem [Hypoheal 1] zu den anderen Gruppen (U-Tests, $p < 0,05$, $n = 36$). Zwischen den anderen Gruppen finden sich aufgrund des Fehlens von euryöken bzw. stygobionten Arten keine signifikanten Abweichungen.

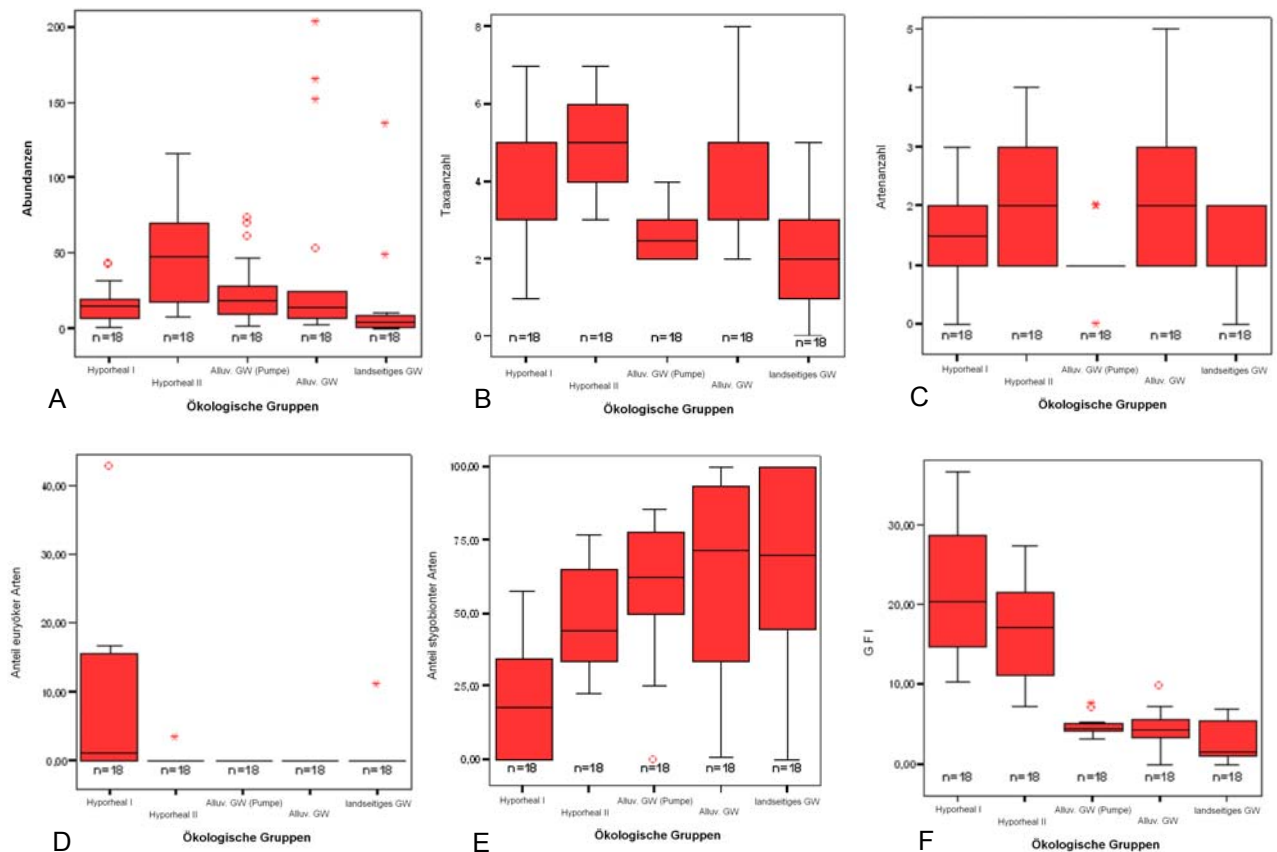


Abb. 52: Boxplots der (A) Abundanzen, (B) Anzahl der Taxa und (C) Arten, (D) der Anteile an euryöken und (E) stygobionten Arten und (F) des GFI für die ökologischen Gruppen (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum: März-August 2005)

Die meisten vorhandenen Korrelationen zwischen den hydrochemischen Parametern und den faunistischen Faktoren wie Taxaanzahl oder Abundanzen sind schwach bis mittelstark ausgeprägt (Tab. 18).

Tab. 18: Spearman-Rangkorrelationstabelle zwischen faunistischen und physiko-chemischen Parametern aller Pegel (exklusive Pegel 11 und 14) für April 2005 bis August 2005 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,4$)

		Abundanz	Taxaanzahl	Artzahl	Abundanz Euryöke	Abundanz Stygobionte	Anteil Euryöke	Anteil Stygobionte
GFI	Korrelationskoeffizient	0,222	,479(**)	0,051	,244(*)	-0,028	,248(*)	-,504(**)
	Sig. (2-seitig)	0,075	0,000	0,686	0,050	0,826	0,047	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65
Distanz Rhein [m]	Korrelationskoeffizient	-,291(*)	-,408(**)	0,046	-0,171	0,033	-0,170	,572(**)
	Sig. (2-seitig)	0,019	0,001	0,717	0,174	0,796	0,175	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65
Temperatur [°C]	Korrelationskoeffizient	,316(*)	,307(*)	0,194	0,167	0,148	0,142	-0,189
	Sig. (2-seitig)	0,010	0,013	0,121	0,184	0,239	0,259	0,131
	N	65	65	65	65	65	65	65
Sauerstoff [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,222	0,088	0,001	0,122	-0,152	0,131	-0,025
	Sig. (2-seitig)	0,075	0,488	0,993	0,332	0,226	0,300	0,845
	N	65	65	65	65	65	65	65
pH-Wert	Korrelationskoeffizient	,312(*)	,333(**)	-0,032	0,168	0,020	0,182	-,500(**)
	Sig. (2-seitig)	0,012	0,007	0,802	0,181	0,874	0,147	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65
Leitfähigkeit [µS/cm]	Korrelationskoeffizient	-,256(*)	-,543(**)	-0,139	-0,240	-0,023	-,245(*)	,499(**)
	Sig. (2-seitig)	0,039	0,000	0,268	0,055	0,856	0,049	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65
Ammonium [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,114	-,245(*)	-,402(**)	-0,184	-0,024	-0,181	-0,165
	Sig. (2-seitig)	0,366	0,049	0,001	0,143	0,847	0,149	0,188
	N	65	65	65	65	65	65	65
Eisen [mg/l]	Korrelationskoeffizient	,289(*)	-0,018	-,298(*)	-0,125	0,142	-0,121	-0,186
	Sig. (2-seitig)	0,019	0,886	0,016	0,320	0,258	0,335	0,138
	N	65	65	65	65	65	65	65
Mangan [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,138	-,266(**)	-,337(**)	-0,031	-,250(*)	-0,027	-0,185
	Sig. (2-seitig)	0,273	0,032	0,006	0,803	0,044	0,832	0,141
	N	65	65	65	65	65	65	65
Bor [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-,284(*)	-,427(**)	0,008	-0,229	0,000	-0,242	,518(**)
	Sig. (2-seitig)	0,022	0,000	0,951	0,066	0,998	0,052	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65
Chlorid [mg/l]	Korrelationskoeffizient	,326(**)	0,138	-0,228	0,120	0,119	0,125	-,373(**)
	Sig. (2-seitig)	0,008	0,273	0,068	0,341	0,343	0,319	0,002
	N	65	65	65	65	65	65	65
Sulfat [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-,279(*)	-,606(**)	-0,139	-,369(**)	0,056	-,370(**)	,595(**)
	Sig. (2-seitig)	0,024	0,000	0,269	0,003	0,659	0,002	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65
Nitrat [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,052	0,123	-0,162	0,026	-0,112	0,037	-0,197
	Sig. (2-seitig)	0,679	0,330	0,198	0,836	0,375	0,768	0,116
	N	65	65	65	65	65	65	65
Nitrit [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,115	0,056	0,041	0,260	0,023	0,272	-0,090
	Sig. (2-seitig)	0,430	0,704	0,782	0,071	0,877	0,059	0,537
	N	49	49	49	49	49	49	49
AOX [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,012	0,038	-0,156	-0,068	0,003	-0,048	-0,062
	Sig. (2-seitig)	0,931	0,787	0,270	0,631	0,982	0,734	0,661
	N	52	52	52	52	52	52	52
DOC [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,023	,352(**)	0,150	0,182	-0,200	0,196	-,444(**)
	Sig. (2-seitig)	0,853	0,004	0,232	0,148	0,111	0,118	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65
SAK (254nm) [1/m]	Korrelationskoeffizient	0,163	,400(**)	0,068	0,144	-0,135	0,152	-,547(**)
	Sig. (2-seitig)	0,195	0,001	0,593	0,254	0,284	0,225	0,000
	N	65	65	65	65	65	65	65

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau (2-seitig) signifikant

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau (2-seitig) signifikant

Die deutlichsten negativen Korrelationen ergeben sich zwischen dem Sulfatgehalt bzw. der elektrischen Leitfähigkeit und der Taxaanzahl ($r = -0,606$, $r = -0,543$) sowie zwischen SAK_{254nm} und dem Anteil stygobionter Arten ($r = -0,547$). Am stärksten positiv korreliert ist der Anteil der stygobionten Arten mit der Entfernung zum Rhein ($r = 0,572$), mit dem Sulfatgehalt ($r = 0,595$), den Borkonzentrationen ($r = 0,518$) und der elektrischen

Leitfähigkeit ($r = 0,499$) (Tab. 18). Die Artenanzahl ist lediglich mit dem Ammoniumgehalt korreliert ($r = -0,402$). Mit Ausnahme der Sulfatkonzentrationen fanden sich keine Korrelationen zwischen den Abundanzen der euryöken Arten und den abiotischen Parametern (Tab. 18).

Der GFI korreliert negativ mit dem Anteil der stygobionten Arten ($r = -0,504$, $p = 0,000$) und positiv mit der Taxaanzahl ($r = 0,479$, $p = 0,000$) (Tab. 18).

4.2.3 Grundwasser-Fauna-Index für alle Pegel

Berechnet man den GFI für die einzelnen ökologischen Gruppen, kann man anhand der Boxplots (Abb. 52 F) und der mit den GFI-Werten überlagerten MDS (Abb. 53) eine kontinuierliche Abnahme von den rheinnahen A-Pegeln des [Hyporheals I] hin zum [landseitigem GW] erkennen. Die ökologischen Gruppen unterscheiden sich hinsichtlich des GFI signifikant (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,01$, $n = 25$, bzw. $n = 30$) mit Ausnahme von der Gruppe [Alluv. GW (Pumpe)] zur Gruppe [Alluv. GW], was darauf hindeutet, dass diese beiden Gruppen einen ähnlichen Oberflächenwasser-einfluss besaßen und ohne Einfluss der Pumpen auch ähnliche Taxaspektren aufweisen könnten.

Der GFI in der Gruppe [Hyporheal 1] liegt bei durchschnittlich 19,93 und in der Gruppe [Hyporheal 2] (B-Pegelreihe) noch bei 15,53 (Abb. 52 F). Erst die beiden Alluvialgruppen [Alluv. GW (Pumpe)] und [Alluv. GW] weisen deutlich geringere GFI-Werte von im Mittel 4,77 bzw. 4,48 auf. Für die Pegel 11 und 14 des landseitigen Grundwassers [landseitiges GW] wurden sehr niedrige GFI-Werte von 1,01 bzw. 0,99 errechnet. Pegel 80 hingegen weist einen relativen hohen GFI von durchschnittlich 5,82 auf, so dass der Median der Gruppe [landseitiges GW] bei 2,66 liegt (Abb. 52 F).

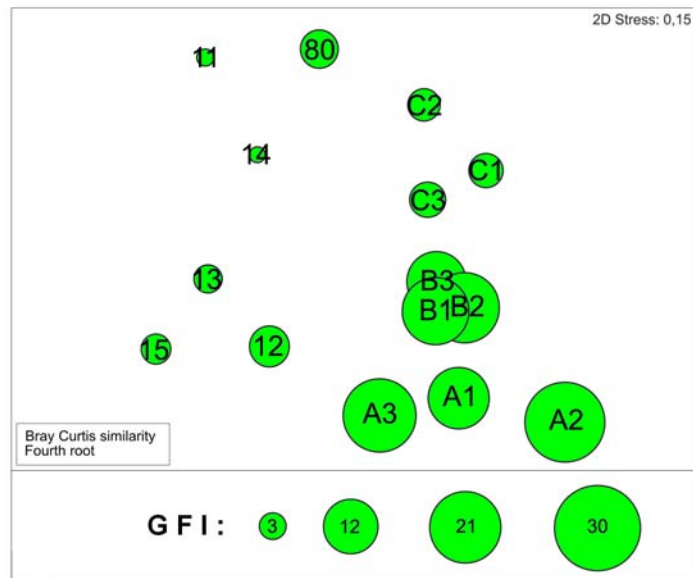


Abb. 53: MDS der faunistischen Daten aller Pegel überlagert mit Ausprägung der GFI-Werte

So ergibt sich mit Ausnahme des Pegels 80 hinsichtlich der Alimoniestufen (HAHN 2006a) eine klare Dreiteilung der untersuchten Pegel (Abb. 54). Die vom Rhein beeinflussten Pegelreihen A und B werden als eu-alimon (GFI > 10), die Alluvialgruppen [Alluv. GW (Pumpe)] und [Alluv. GW] sowie Pegel 80 als meso-alimon (GFI = 2-10) eingestuft. Die beiden durch tieferes Grundwasser charakterisierten Pegel 11 und 14 [landseitiges GW] sind entsprechend des niedrigen GFI oligo-alimon (GFI < 2).

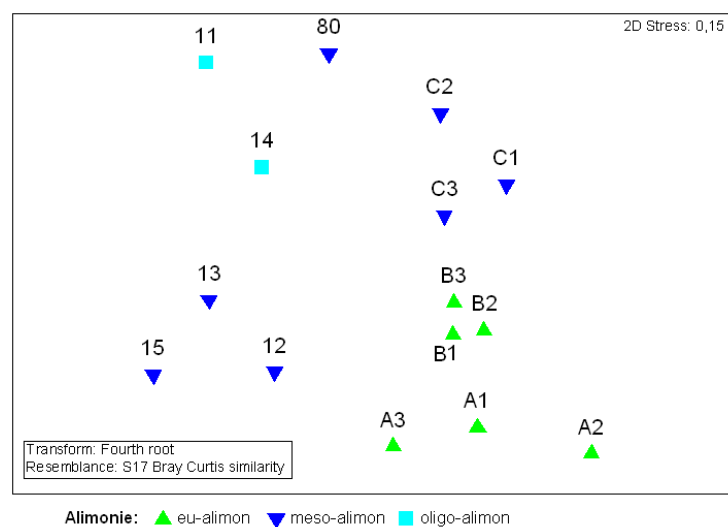


Abb. 54: MDS der faunistischen Daten aller Pegel überlagert mit Ausprägung der Alimonia

Bei der Überprüfung der ökologischen Gruppen mittels einer DA der logarithmierten physikochemischen Daten zeigt sich, dass der GFI den stärksten Einfluss auf die Gruppen besitzt (Kanonischer Diskriminanzkoeffizient der ersten Funktion: 1,577) (Tab. 19). Die ökologischen Gruppen werden zu 93,1 % über die abiotischen Variablen korrekt zugeordnet, und 92,6 % der Varianzen werden durch die ersten beiden Funktionen erklärt. Die hohen Eigenwerte und die niedrigen Wilks' Lambda-Werte sprechen für eine deutliche Trennung der Gruppen.

Tab. 19: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse (DA) zur Überprüfung der die ökologischen Gruppen prägenden physikochemischen Faktoren für alle Pegel (ohne Nitrit und AOX aufgrund von Datenlücken) (Zeitraum: Februar 2005 – Januar 2006)

Diskriminanzfunktion	Eigenwerte	% der Varianz	Kanonische Korrelation	Koeffizient GFI	Wilk's Lambda
F1	21,843	65,2	0,978	1,577	F1 - F4 0,00; $p = 0,000$
F2	9,168	27,4	0,950	1,340	F2 - F4 0,02; $p = 0,000$
F3	1,933	5,8	0,812	0,993	F3 - F4 0,22; $p = 0,000$
F4	0,541	1,6	0,592	-0,450	F4 0,65; $p = 0,001$

Die stärksten positiven Korrelation des GFI und der physikochemischen Faktoren ergibt sich mit dem SAK_{254nm} ($r = 0,722$, $p < 0,001$, $n = 65$) und dem DOC ($r = 0,623$, $p < 0,001$, $n = 65$). Mit dem GFI negativ korreliert sind am deutlichsten die elektrische Leitfähigkeit ($r = -0,695$, $p < 0,001$, $n = 65$).

Die Spearman-Korrelationsanalyse zwischen dem GFI und den biotischen Faktoren ergibt eine positive Korrelation des GFI mit der Taxaanzahl ($r = 0,479$, $p < 0,001$, $n = 65$) und eine negative Korrelation mit den Anteilen stygobionter Arten ($r = -0,623$, $p < 0,001$, $n = 65$) (Tab. 18).

4.2.4 Räumliche Analyse der Fauna für die Pegelreihen A, B, C

Bei der faunistischen Betrachtung der Pegelreihen A, B und C im Zeitraum eines Jahres (Februar 2005 - Januar 2006) zeigt sich, dass die Abundanzen innerhalb der einzelnen Pegel teilweise erhebliche Unterschiede aufwiesen (Tab. A5). So konnten in den Proben des Pegels B3 insgesamt 760 Organismen (exklusive Nauplii), in denen des Pegels C3 nur 117 Tiere gefunden werden. Die Zusammensetzung der Zoozönosen war in den Pegeln, abgesehen von wenigen Ausnahmen, relativ ähnlich und wurde durch hohe Anteile von Cyclopoida charakterisiert. Dabei nahmen die prozentualen Anteile von den A- zu den C-Pegeln deutlich zu (Abb. 55-57).

Innerhalb der A-Pegelreihe wurden alle drei Pegel von Cyclopoida dominiert, allerdings ergeben sich leichte Differenzen in der Artenzusammensetzung zwischen dem Pegeln A3 und den Pegeln A1 und A2 (Abb. 55). So wies der oberflächennahe Pegel A3 mit über 25 % einen hohen Anteil an Ostracoden der Art *Pseudocandona pratensis* auf, während sie in den anderen beiden Pegeln fehlten. Hingegen waren die Abundanzen der gefangenen Turbellarien, Nematoden und Oligochaeten in diesem Pegel geringer. Dadurch ergab sich ein hoher Anteil von 95 % Crustaceen in den A3-Proben. In A1 und A2 sind die Nematoden, Oligochaeten und Turbellarien deutlich stärker vertreten, in A2 sogar fast zu 50 %.

Am individuenreichsten waren die Proben des A1-Pegels mit 499 erfassten Organismen. Pegel A2 wies mit nur 121 Exemplaren hingegen die individuenärmste Fauna aller neun Pegel auf.

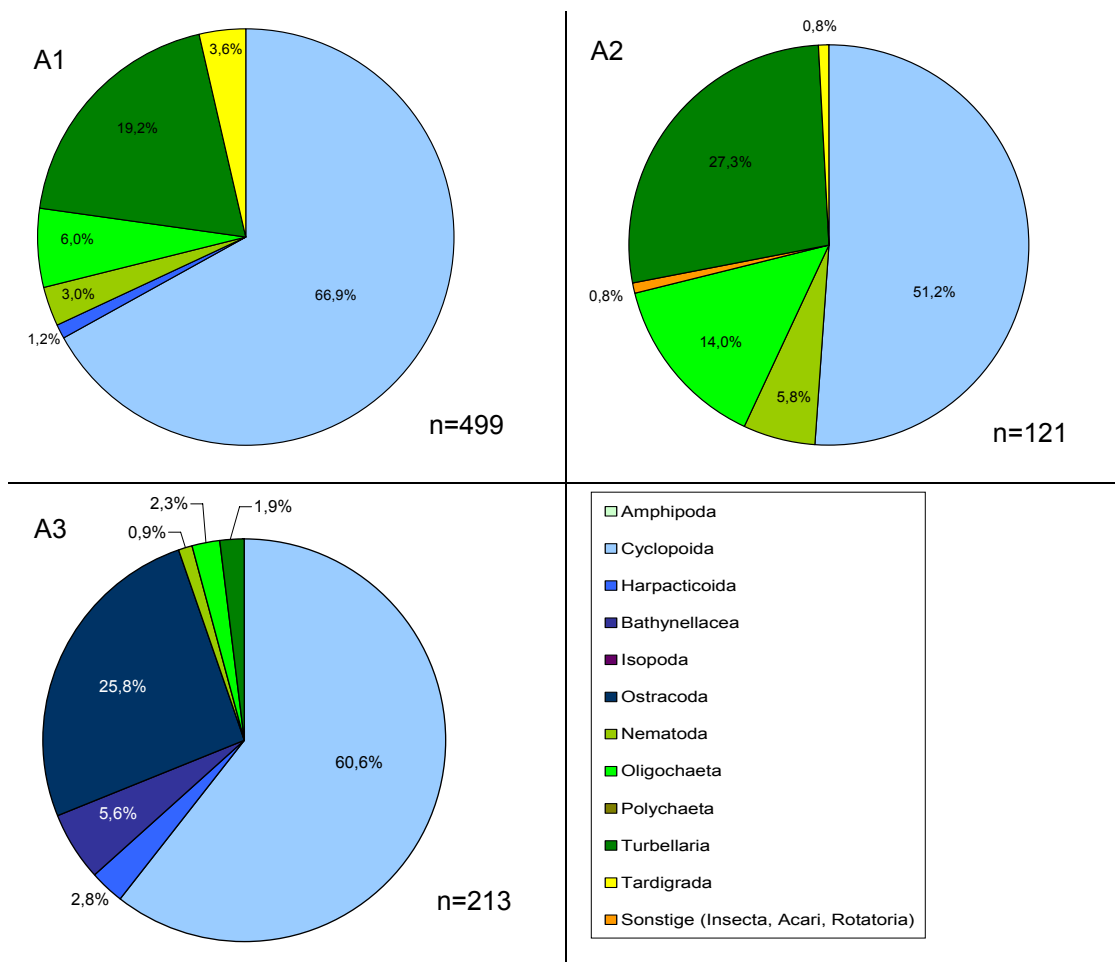


Abb. 55: Taxaspektren und Abundanzen(in Prozent) der Gesamtfänge für die Pegel A1-A3 in der Zeit von Februar 2005 bis Januar 2006

Die Abundanzen in den B-Pegeln waren höher als in den A-Pegeln (Abb. 56, Tab. A5). Dabei wurden die drei B-Pegel durch die nochmals gegenüber den A-Pegeln erhöhten Anteile an Cyclopoida von mehr als 65 % charakterisiert. Das Taxaspektrum war in allen drei Pegel insgesamt sehr ähnlich. Im Pegel B3 konnten allerdings Bathynellacea in relativ hohen Abundanzen festgestellt werden. Wie schon in der A-Pegelreihe wurde auch in den B-Pegeln erneut Turbellarien mit Anteilen zwischen 10,3 % bis 21,2 % erfasst. Die weiteren Taxa waren nur mit wenigen Individuen vertreten.

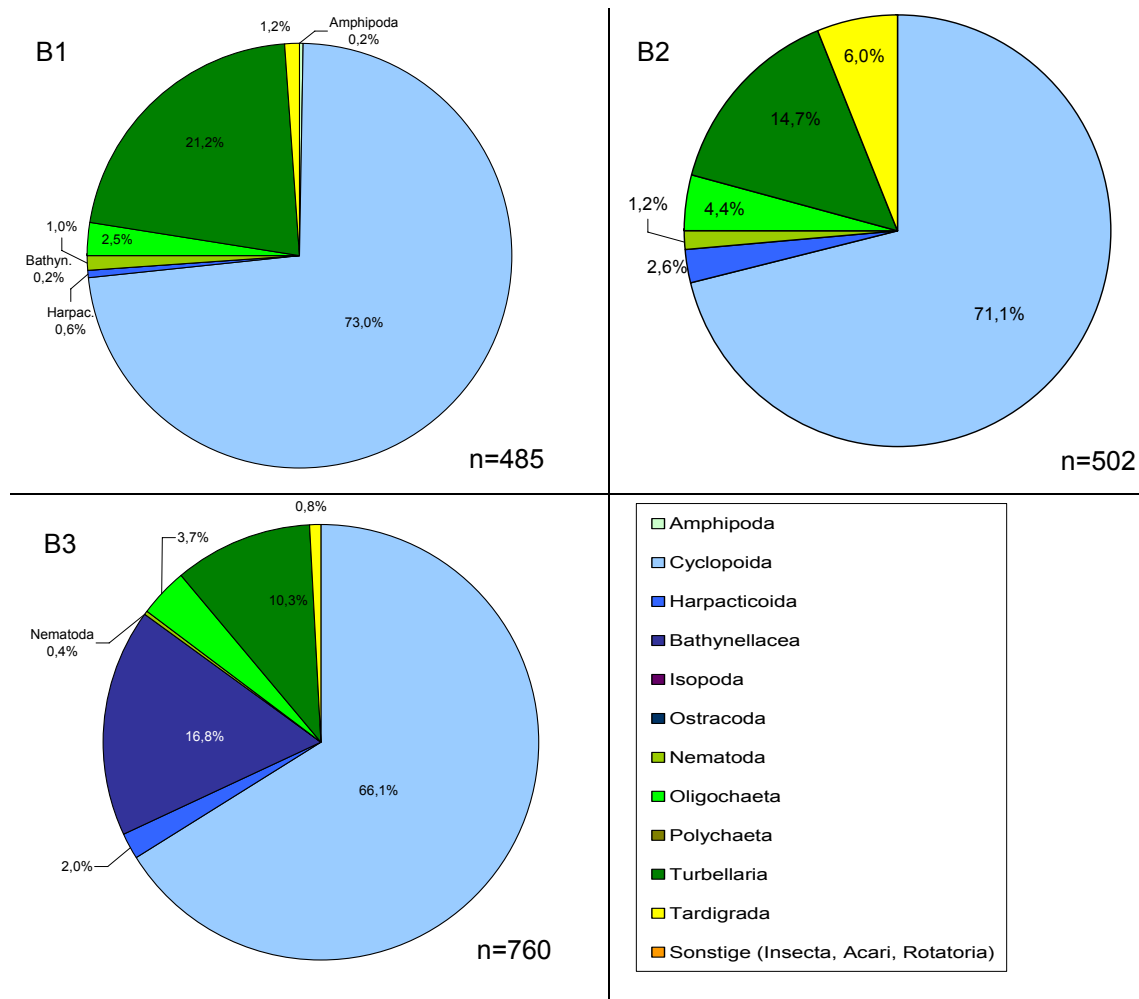


Abb. 56: Taxaspektrum und Abundanz (in Prozent) der Gesamtfänge für Pegelreihe B in der Zeit von Februar 2005 bis Januar 2006

Die Cyclopoidenanteile nehmen von den B- zu den C-Pegeln weiter zu (Abb. 57).

Vor allem in Pegel C1 wurden mit 94,5 % fast ausschließlich Hüpferlinge gefunden. Dementsprechend taxaarm ist die dort erfasste Zoozönose.

Taxareicher zeigten sich Pegel C2 und besonders Pegel C3, die neben der hohen Dominanz von Cyclopoiden noch größere Anteile von Oligochaeta und Collembolen aufwiesen. Andere Crustaceen konnten bis auf Einzelfunde von Bathynellacea nicht erfasst werden. Alle drei Pegel wiesen deutlich geringere Gesamtabundanzen auf als die B-Pegelreihe. Vor allem C3 war mit 117 erfassten Organismen sehr individuenarm.

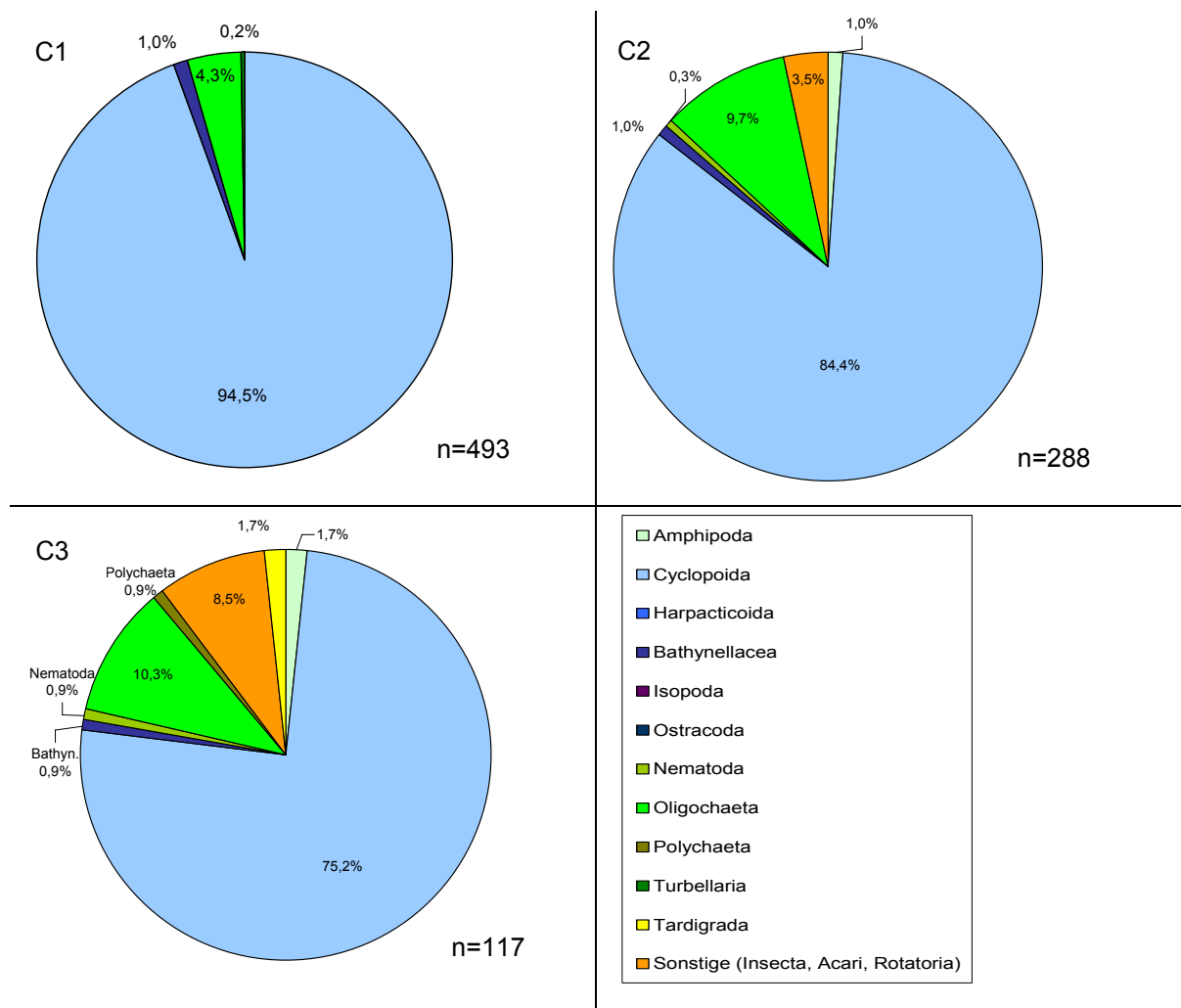


Abb. 57: Taxaspektrum und Abundanz (in Prozent) der Gesamtfänge für Pegelreihe C in der Zeit von Februar 2005 bis Januar 2006

Über die Daten eines Jahres lassen sich anhand der Fauna-Pegel-Matrix für die Pegelreihen A, B und C (Tab. 20) drei unterschiedliche ökologische Gruppen ableiten: (I) Die Pegelreihe A als [Hyporheal 1], (II) die Gruppe [Hyporheal 2] der Pegelreihe B und (III) das alluviale Grundwasser der Pegelreihe C [Alluv. GW (Pumpe)]. Die ökologischen Gruppen, die sich bei der faunistischen Analyse aller Pegel für ein halbes Jahr ergeben haben (Kap. 4.2.2), werden folglich bestätigt.

Tab. 20: Taxa-Pegel-Matrix der erfassten Invertebraten der Pegelreihen A, B, C von Februar 2005 bis Januar 2006 (Ökol. = ökologische Präferenz: sx = stygoxen, eö = euryök, sp = stygophil, sb = stygobiont)

Gruppen	Pegel	Hyporheal			Hyporheal 2			Alluv.GW (Pumpe)		
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
		n=12			n=12			n=12		
Arten	Ökol.									
	<i>Eucyclops serrulatus</i>	sx/eö	2	6	17					
	<i>Acanthocyclops robustus</i>	sx/eö	6							
	<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	sx/eö			1					
	<i>Pseudocandona pratensis</i>	sx/eö			55					
	<i>Bryocamptus spec</i>				1					
	<i>Chappuisius singeri</i>	sb	3		5	4	13	11		
	<i>Diacyclops languidus</i>	sp			1			1		
	<i>Graeteriella unisetigera</i>	sb	4	1	2	20	114	18	3	2
	<i>Bathynella freiburgensis</i>	sb			12	1		128	5	3
	<i>Diacyclops languidoides</i>	sb	52		58	140	108	287	274	146
	<i>Niphargus kochianus</i>	sb				1				3
	<i>Troglochaetus beranecki</i>	sb								2
										1
Höhere Taxa										
	Tardigrada		6	1		2	3	2		
	Nematoda		12	7	2	5	6	3		1
	Mikroturbellaria		13	13	4	21	19	19	1	
	Oligochaeta		16	17	5	12	22	28	21	28
	Insecta			1						10

Nur das [Hyporheal 1] weist stygoxene bzw. euryöke Arten auf (*Eucyclops serrulatus*, *Acanthocyclops robustus*, *Diacyclops bicuspidatus*, *Pseudocandona pratensis*), ist aber durch relativ niedrige Abundanzen gekennzeichnet (Abb. 60). Im [Hyporheal 2] wurden neben *Diacyclops languidoides* auch höhere Abundanzen von *Graeteriella unisetigera*, *Bathynella freiburgensis* und *Chappuisius singeri* gefunden. *Diacyclops languidoides* dominiert die artenärmere jedoch individuenreiche C-Pegelreihe [Alluv. GW (Pumpe)]. Die drei Pegelreihen werden in der Fauna-MDS wesentlich deutlicher voneinander getrennt als durch die Hydrochemie, die keine Unterscheidung zwischen Pegelreihe A und B erlaubt (Abb. 58). Allerdings ergeben sich einige Überschneidungen in der Besiedlung der beiden Hyporheal-Gruppen (Tab. 21).

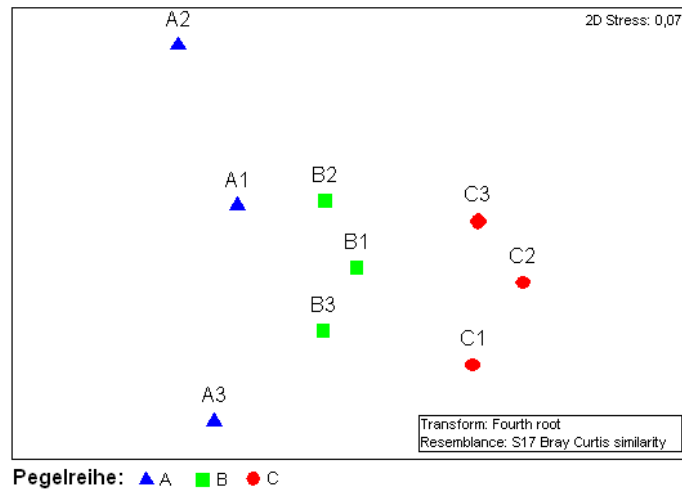


Abb. 58: MDS (Multidimensionale Skalierung) der faunistischen Daten der Pegelreihen A, B und C (Daten wurden über den Mittelwert aggregiert, Zahlen markieren Pegel) (Zeitraum Februar 2005-Januar 2006)

Im Dendrogramm der Cluster-Analyse (Abb. 59) wird ersichtlich, dass Pegel A3 eher zu den B- und C-Pegeln zugeordnet wird, wenn die Similarität auch deutlich schwächer ist als innerhalb der B- und C-Pegel. Die Faunengemeinschaften der B-Pegel sind laut Cluster-Analyse enger mit denen der C-Pegel als mit denen der A-Pegel assoziiert. In der ANOSIM (Tab. 21) zeigt sich hingegen eine deutliche Trennung zwischen diesen beiden Faunengemeinschaften.

Insgesamt spricht das globale R mit 0,654 für eine noch gute Trennung der einzelnen Gruppen. Lediglich die beiden Hyporheal-Pegelreihen zeigen bei einem R-Wert von 0,444 einige Überlappungen (Tab. 21).

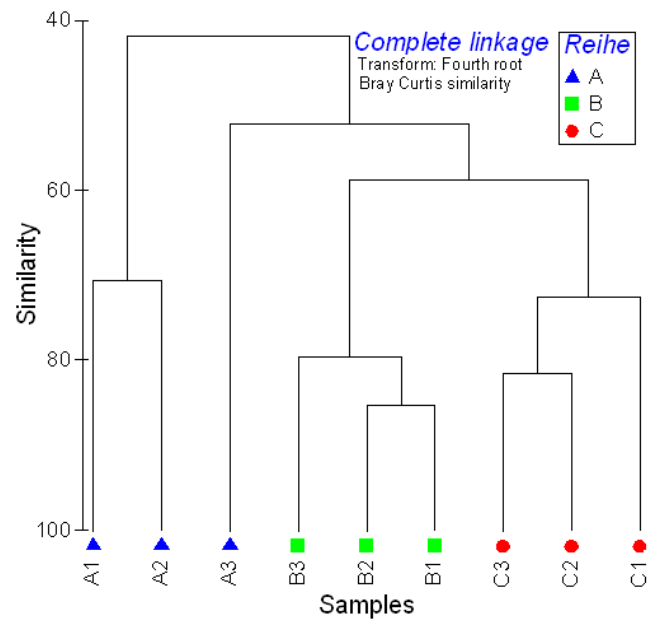


Abb. 59: Cluster-Analyse der Fauna für die Pegelreihen A, B und C (Zeitraum Februar 2005-Januar 2006)

Tab. 21: Zusammengefasste R-Statistik der ANOSIM zur Überprüfung der Pegelreihen A, B, C (Zeitraum Februar 2005-Januar 2006)

Pegelreihe	A	B
B	0,444	
C	0,741	0,926
Globales R = 0,65; $p = 0,001$		

Die Boxplots für jeden einzelnen der neun untersuchten Pegel zeigen bei den Abundanzen und Taxazahlen ein heterogenes Bild (Abb. 60 A, B). So unterscheiden sich die Pegelreihen hinsichtlich Abundanzen, Taxa- und Artenanzahl sowie den Anteilen euryöker und stygobionter Tiere signifikant (H-Tests, $p = 0,000$, $n = 108$).

Die höchsten Abundanzen wiesen die B-Pegel [Hyporheal II] auf und unterscheiden sich somit signifikant von der A-Pegelreihe [Hyporheal 1] (U-Test, $p = 0,000$, $n = 72$)

und der C-Pegelreihe [Alluv. GW (Pumpe)] (U-Test, $p < 0,05$, $n = 72$). Die Taxaanzahl von [Alluv. GW (Pumpe)] unterscheidet sich gegenüber den anderen Pegelreihen aufgrund des geringen Taxaspektrums hoch signifikant (U-Tests, $p = 0,000$, $n = 72$), während sich zwischen der A- und B-Pegelreihe hinsichtlich Taxa- und Artenanzahl keine signifikanten Differenzen ergeben (Abb. 60 B, C). Bei der Artenvielfalt zeigt sich nur zwischen dem [Hyporheal 2] und dem [Alluv. GW (Pumpe)] eine signifikante Trennung (U-Test, $p = 0,000$, $n = 72$).

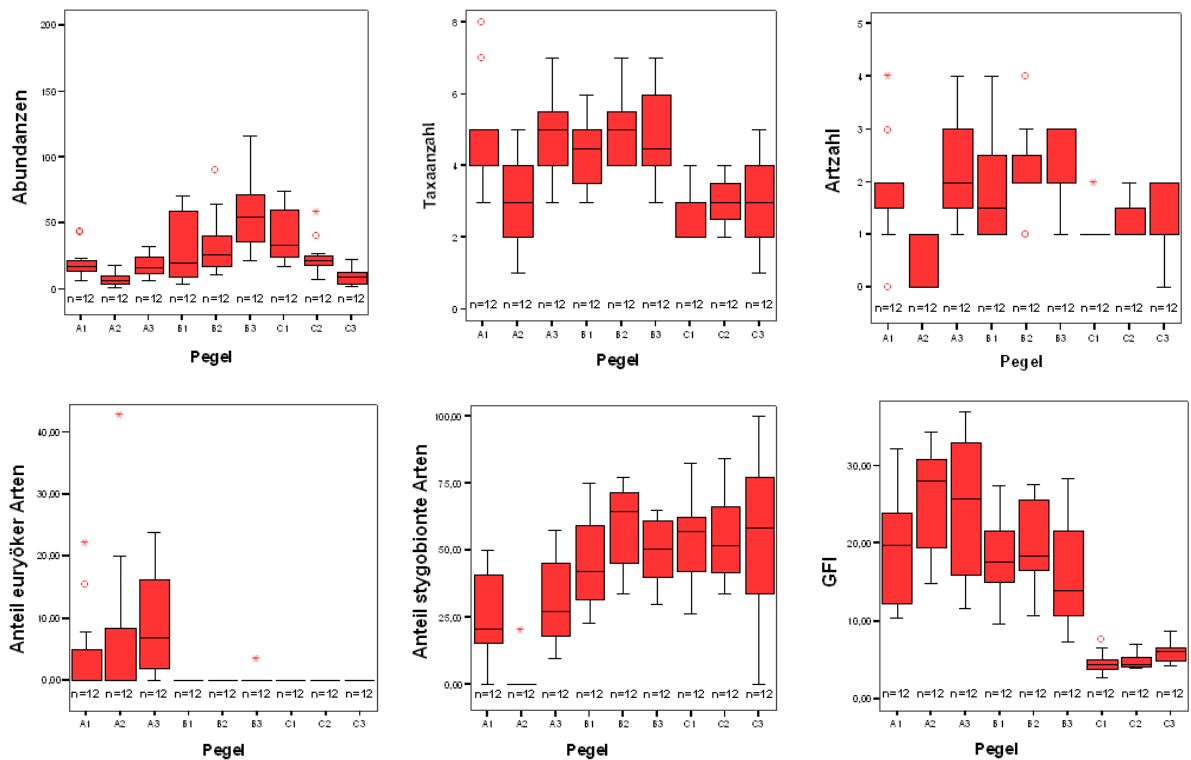


Abb. 60: Boxplots der (A) Abundanzen, (B) Anzahl der Taxa und (C) Arten, (D) der Anteile an euryöken und (E) stygobionten Arten und (F) des GFI für die einzelnen Pegel der Pegelreihen A, B und C (○ = Ausreißer, * = Extremwerte) (Zeitraum: Februar 2005-Januar 2006)

Euryöke Arten fanden sich nur in den A-Pegeln (Tab. 20, Abb. 60 D), während stygobionte Arten in allen Pegeln vertreten waren (Abb. 60 E). Dementsprechend hoch signifikant sind die Unterschiede der Anteile euryöker bzw. stygobionter Arten der Gruppe [Hyporheal 1] zu den anderen beiden ökologischen Gruppen (U-Tests, $p = 0,000$, $n = 72$). Zwischen den B- und C-Pegelreihen können keine signifikanten Abweichungen festgestellt werden.

Bei einem Vergleich der Abundanzen, Taxa- und Artenanzahl in Abhängigkeit der Tiefe der Pegel in der jeweiligen Pegelreihe zeigt sich kein eindeutiger Trend (Abb. 61). Dies gilt insbesondere für die A-Pegelreihe, in welcher der Pegel A2 mit der mittleren Tiefe die geringsten Abundanzen und Arten aufweist. In der arten- und individuenreichsten B-Pegelreihe steigen die Abundanzen vom tiefsten Pegel B1 zum flachsten Pegel B3 an. Konträr dazu sind die Abundanzen in der C-Pegelreihe. Hier sinken die Gesamtindividuenzahlen vom tiefsten zum flachsten Pegel ab. Die Taxa- bzw. Artenanzahlen verändern sich hingegen innerhalb der Pegelreihen tiefenbedingt kaum (Abb. 61).

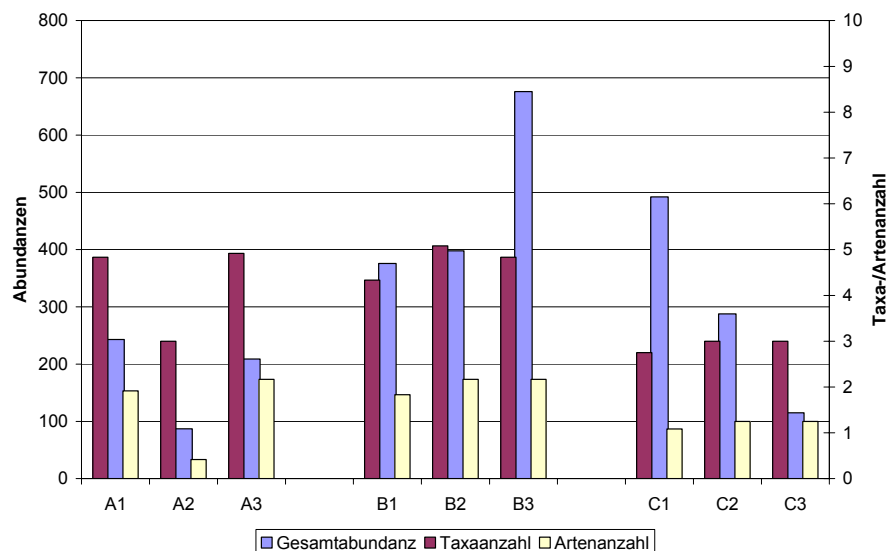


Abb. 61: Abundanzen, Taxa- und Artenanzahl der einzelnen Pegel der Reihen A, B, C in der Zeit von Februar 2005 bis Januar 2006

4 Ergebnisse

Korrelationen zwischen den physikochemischen Parametern und den faunistischen Kenngrößen waren meist nur schwach vorhanden (Tab. 22).

Tab. 22: Spearman-Rangkorrelationstabelle zwischen faunistischen und physikochemischen Parametern der Pegelreihen A, B, C für Februar 2005 - Januar 2006 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,4$)

		Abundanz	Taxaanzahl	Artzahl	Abundanz Euryöke	Abundanz Stygobionte	Anteil Euryöke	Anteil Stygobionte
GFI	Korrelationskoeffizient	-,282(**)	,412(**)	0,094	,393(**)	-,407(**)	,398(**)	-,437(**)
	Sig. (2-seitig)	0,003	0,000	0,332	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	108	108	108	108	108	108	108
Distanz Rhein [m]	Korrelationskoeffizient	,219(*)	-,404(**)	-0,147	-,517(**)	,441(**)	-,518(**)	,577(**)
	Sig. (2-seitig)	0,023	0,000	0,129	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	108	108	108	108	108	108	108
Temperatur [°C]	Korrelationskoeffizient	,364(**)	0,051	0,154	0,033	,278(**)	0,019	0,062
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,598	0,110	0,737	0,004	0,847	0,527
	N	108	108	108	108	108	108	108
Sauerstoff [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-,496(**)	-0,003	-0,170	0,063	-,446(**)	0,070	-0,152
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,974	0,078	0,520	0,000	0,472	0,116
	N	108	108	108	108	108	108	108
pH-Wert	Korrelationskoeffizient	-0,066	0,166	0,027	,258(**)	-,197(*)	,269(**)	-,298(**)
	Sig. (2-seitig)	0,498	0,086	0,782	0,007	0,041	0,005	0,002
	N	108	108	108	108	108	108	108
Leitfähigkeit [µS/cm]	Korrelationskoeffizient	0,141	-,353(**)	-0,160	-0,007	0,120	-0,002	0,087
	Sig. (2-seitig)	0,145	0,000	0,098	0,945	0,215	0,987	0,372
	N	108	108	108	108	108	108	108
Ammonium [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,011	-0,104	-0,099	0,059	-0,019	0,051	-0,074
	Sig. (2-seitig)	0,908	0,283	0,306	0,543	0,842	0,602	0,447
	N	108	108	108	108	108	108	108
Eisen [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,076	-0,087	-0,116	-0,084	-0,032	-0,085	0,037
	Sig. (2-seitig)	0,434	0,371	0,232	0,388	0,742	0,380	0,701
	N	108	108	108	108	108	108	108
Mangan [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,159	-0,041	-0,086	,275(**)	-,263(**)	,265(**)	-,283(**)
	Sig. (2-seitig)	0,101	0,673	0,376	0,004	0,006	0,006	0,003
	N	108	108	108	108	108	108	108
Bor [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,189	-0,117	0,087	0,006	0,203	-0,017	0,154
	Sig. (2-seitig)	0,112	0,326	0,466	0,962	0,088	0,890	0,196
	N	72	72	72	72	72	72	72
Chlorid [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,019	-0,145	-0,151	0,164	-0,062	0,174	-0,145
	Sig. (2-seitig)	0,846	0,135	0,118	0,090	0,524	0,072	0,133
	N	108	108	108	108	108	108	108
Sulfat [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,092	-,356(**)	-0,144	-0,044	0,107	-0,040	0,110
	Sig. (2-seitig)	0,346	0,000	0,136	0,651	0,271	0,678	0,259
	N	108	108	108	108	108	108	108
Nitrat [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-,468(**)	-0,042	-,228(*)	-0,005	-,394(**)	0,005	-0,087
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,665	0,018	0,963	0,000	0,959	0,369
	N	108	108	108	108	108	108	108
Nitrit [mg/l]	Korrelationskoeffizient	0,092	-0,010	0,081	,282(**)	0,044	,271(**)	0,019
	Sig. (2-seitig)	0,364	0,920	0,423	0,005	0,663	0,007	0,851
	N	99	99	99	99	99	99	99
AOX [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,181	0,037	-0,060	0,086	-,225(*)	0,103	-,240(*)
	Sig. (2-seitig)	0,073	0,713	0,556	0,400	0,025	0,312	0,017
	N	99	99	99	99	99	99	99
DOC [mg/l]	Korrelationskoeffizient	-0,165	,366(**)	0,164	,380(**)	-,296(**)	,388(**)	-,398(**)
	Sig. (2-seitig)	0,088	0,000	0,091	0,000	0,002	0,000	0,000
	N	108	108	108	108	108	108	108
SAK (254nm) [1/m]	Korrelationskoeffizient	-0,111	,361(**)	0,121	,297(**)	-,247(**)	,302(**)	-,391(**)
	Sig. (2-seitig)	0,252	0,000	0,214	0,002	0,010	0,002	0,000
	N	108	108	108	108	108	108	108

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau (2-seitig) signifikant

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau (2-seitig) signifikant

Die Abundanzen der gefundenen Metazoen korrelieren negativ mit dem Sauerstoffgehalt ($r = -0,496$) und dem Nitratgehalt ($r = -0,468$). Negativ korreliert sind auch die Taxaanzahl ($r = -0,404$) sowie die Abundanzen ($r = -0,517$) und Anteile

euryöker Organismen ($r = -0,518$) mit der Entfernung zum Rhein. Die Anteile stygobionter Arten sind dementsprechend positiv mit der Rheindistanz korreliert ($r = 0,577$). Der GFI korreliert indessen positiv mit den Abundanzen bzw. Anteilen euryöker Arten und negativ mit den Individuenzahlen und Anteilen stygobionter Arten (Tab. 22).

4.2.5 Grundwasser-Fauna-Index für die Pegelreihen A, B, C

Der GFI, der im flachsten Pegel A3 am höchsten war, nahm von der A-Pegelreihe zur B-Pegelreihe und dann noch mal deutlich zur C-Pegelreihe hin ab (Abb. 60 F, Abb. 62). Über den gesamten Untersuchungszeitraum ergaben sich durchschnittliche GFI-Werte von 23,19 für das [Hyporheal 1], 18,07 für das [Hyporheal 2] und 5,15 für [Alluv. GW Pumpe]. Die Unterschiede des GFI zwischen den drei Pegelreihen ist dabei signifikant (H-Test, $p = 0,000$, $n = 108$, U-Tests zwischen den Gruppen je $p < 0,01$, $n = 36$).

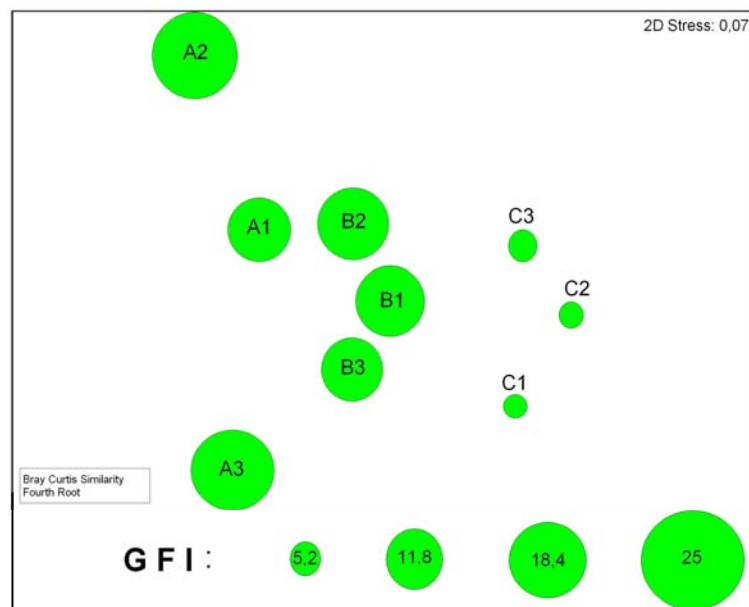


Abb. 62: MDS der faunistischen Daten der Pegelreihen A, B, C überlagert mit Ausprägung der GFI-Werte (Zeitraum: Februar 2005-Januar 2006)

Die Zugehörigkeit der ökologischen Gruppen zu den Alimonieklassen ändert sich während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht. Die Gruppen [Hyporheal 1] und [Hyporheal 2] sind aufgrund des großen Anteils an Detritus, den hohen Standardabweichungen der Temperatur und der guten Sauerstoffversorgung eu-alimon (Abb. 63). Hinter der Brunnengalerie sinkt der GFI vernehmlich ab, und die C-Pegelreihe wird entsprechend als meso-alimon eingeordnet.

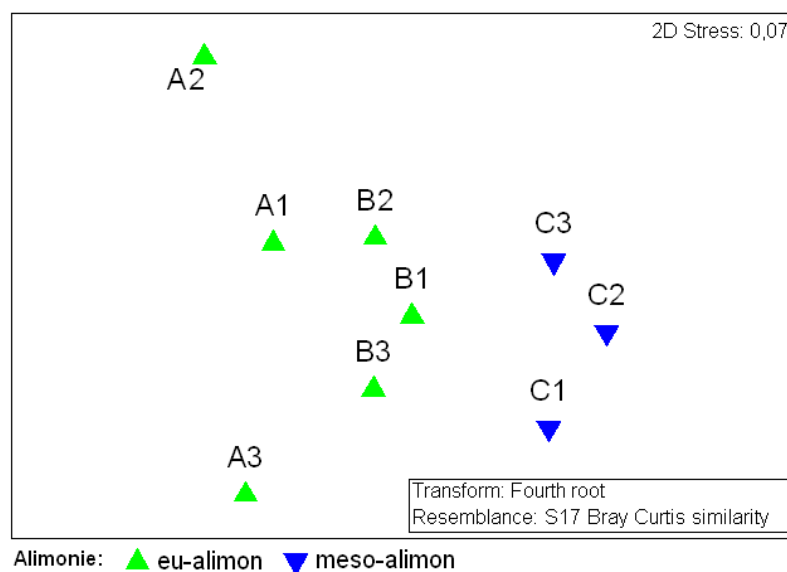


Abb. 63: MDS der faunistischen Daten aller Pegel überlagert mit Ausprägung der Alimonia (Zeitraum: Februar 2005 bis Januar 2006)

Zur Überprüfung, welche physikochemischen Faktoren die ökologischen Gruppen beeinflussen könnten, wurde erneut eine Diskriminanzanalyse der logarithmierten Daten durchgeführt. Die DA ermittelt für die drei Pegelreihen, wie schon bei der DA aller Pegel, den GFI als den Faktor, der die ökologischen Gruppen am stärksten beeinflusst (Tab. 23).

Tab. 23: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse (DA) zur Überprüfung der die ökologischen Gruppen prägenden physikochemischen Faktoren der Pegelreihen A, B, C (ohne Eisen, Nitrit und AOX aufgrund von Datenlücken)

Diskriminanzfunktion	Eigenwerte	% der Varianz	Kanonische Korrelation	Koeffizient GFI	Wilk's Lambda
F1	21,508	97,6	0,978	2,019	F1 - F2 0,03; $p = 0.000$
F2	0,519	2,4	0,585	0,120	F2 0,66; $p = 0.000$

Der GFI korreliert am stärksten mit der Entfernung der Messstellen zum Rhein ($r = -0,796$, $p < 0,001$, $n = 108$), mit dem DOC-Gehalt ($r = 0,642$, $p < 0,001$, $n = 108$) bzw. dem SAK_{254nm} ($r = 0,645$, $p < 0,001$, $n = 108$) sowie der elektrischen Leitfähigkeit ($r = -0,544$, $p < 0,001$, $n = 108$).

4.2.6 Zeitliche Analyse der Fauna

Zeitliche Muster der Faunengemeinschaften in den Pegeln konnten kaum ermittelt werden. Das Hochwasser zu Beginn der Untersuchung hatte nur wenig Einfluss und veränderte die Zusammensetzung der Fauna innerhalb der Pegel nicht oder nur geringfügig. Lediglich im oberflächen- und rheinnahen Pegel A3 wurde eine Zunahme der prozentualen Anteile euryöker Arten beobachtet, die um ca. 1-2 Monate zeitversetzt nach dem Hochwasser auftraten und danach wieder abnahmen (Abb. 64). Die Anteile der stygobionten Arten hingegen reduzierten sich durch die Flut schwach und stiegen im Sommer deutlich an. Allerdings nahmen die Anteile ab Herbst wieder drastisch ab und erreichten im Dezember 2005 ihren Tiefstand, während die Anteile euryöker Arten erneut kurzfristig zunahmen.

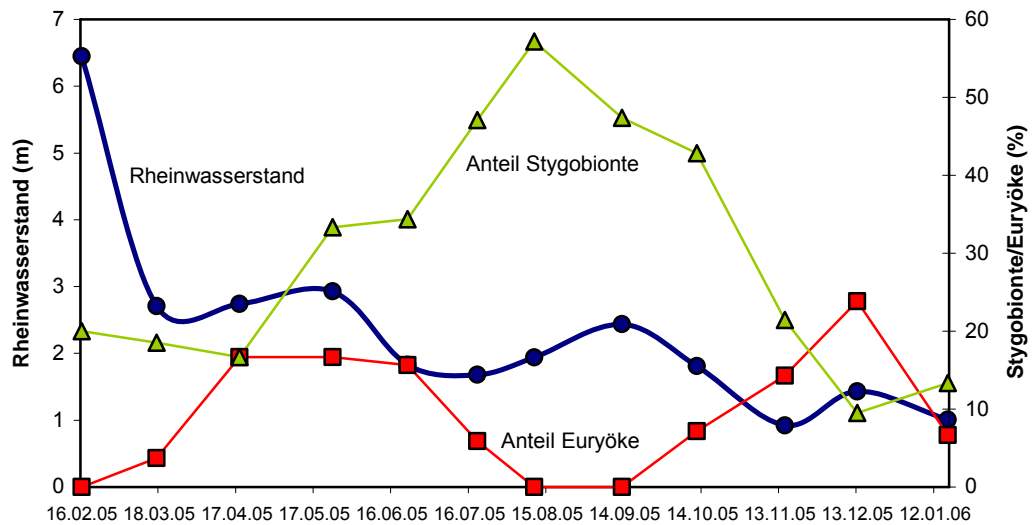


Abb. 64: Rheinwasserstand und prozentuale Anteile von stygobionten und euryöken/stygoxen Arten von Februar 2005-Januar 2006 für den Pegel A3

Insgesamt ist in den Hyporheal-Pegeln der Reihen A und B eine Zunahme der Abundanzen in den Sommermonaten zu erkennen (Abb. 65). Auch in den C-Pegeln sind saisonale Veränderungen mit erhöhten Abundanzen im Sommer ersichtlich aber geringer ausgeprägt.

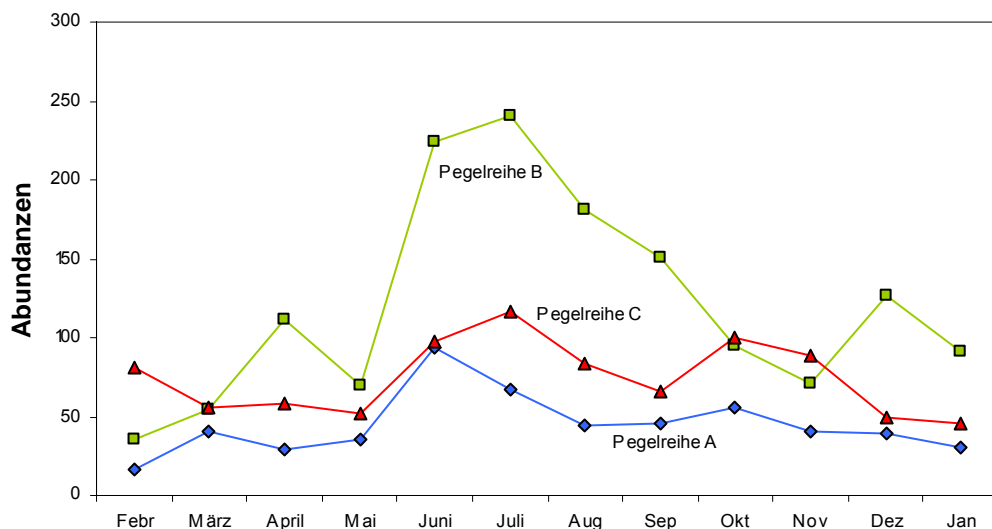


Abb. 65: Abundanzen der Pegelreihen A, B und C im Jahresverlauf

Vor allem die Individuenzahlen der Cyclopoidenarten *Diacyclops languidoides* und *Graeteriella unisetigera* stiegen in den Sommermonaten an, wie in Abb. 66 C, D exemplarisch für den Pegel B1 zu erkennen ist.

Der Pegel B1 ist der einzige Pegel, der einen annähernd zyklischen Jahresverlauf anzeigt, wie die MDS für die einzelnen Probestermine verdeutlicht (Abb. 66 A). Während die Abundanzen der Cyclopoida im Sommer zunahmen und ab November 2005 stark zurückgingen, stiegen die Individuenzahlen der gefangenen Oligochaeten im Herbst 2005 an (Abb. 66 B, C, D)

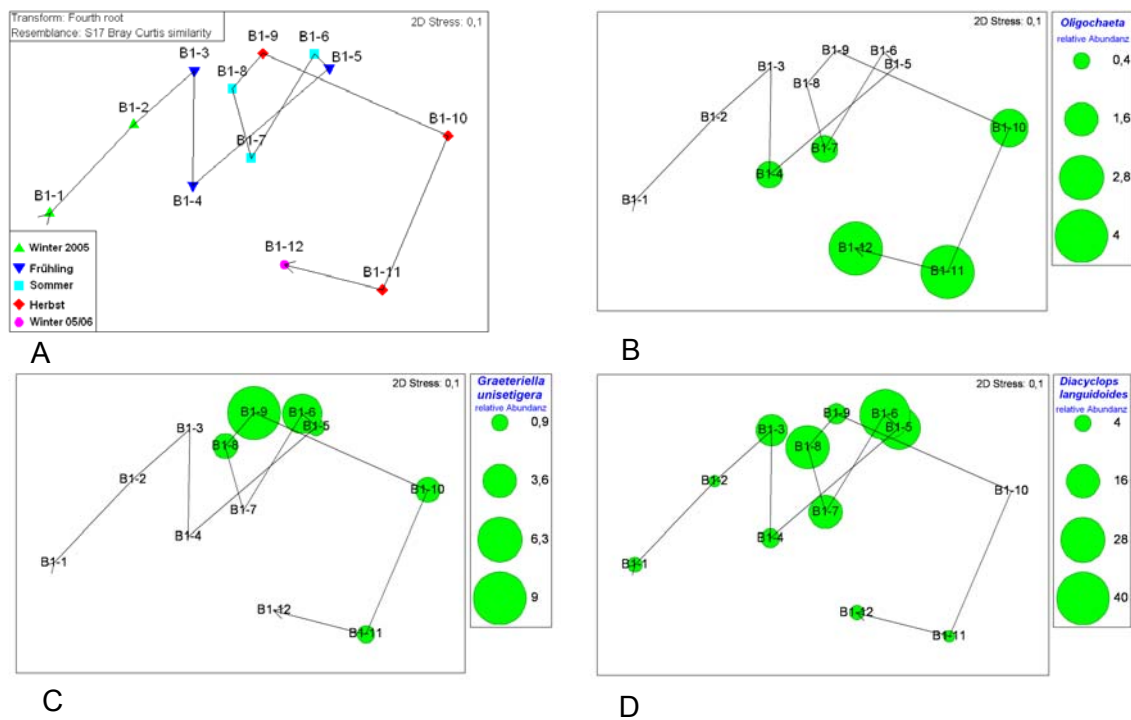


Abb. 66: (A) Fauna-MDS der einzelnen Probestermine für den Pegel B1, (B) MDS überlagert mit Blasen der relativen Anteile von Oligochaeten, (C) MDS überlagert mit Blasen der relativen Anteile von *Graeteriella unisetigera*, (D) MDS überlagert mit Blasen der relativen Anteile von *Diacyclops languidoides*

Für die weniger von Oberflächenwasser beeinflussten C-Pegel des [Alluv. GW] wurden keine zeitlichen Muster der Fauna erwartet, da es zu keinen bedeutsamen hydrologischen Veränderungen gekommen ist und die Grundwassertiere gegenüber hydrochemischen Abweichungen relativ unabhängig sind (HAKENKAMP et al. 1994; STRAYER (1994); MÖSSLACHER 2000; HAHN 1996, 2006a). Exemplarisch sind die zeitlichen Veränderungen im Pegel C1 in der MDS (Abb. 67) dargestellt. Die Abbildung verdeutlicht, dass es im gesamten Untersuchungsjahr zu keinen nennenswerten Veränderungen innerhalb der C1-Lebensgemeinschaft gekommen ist.

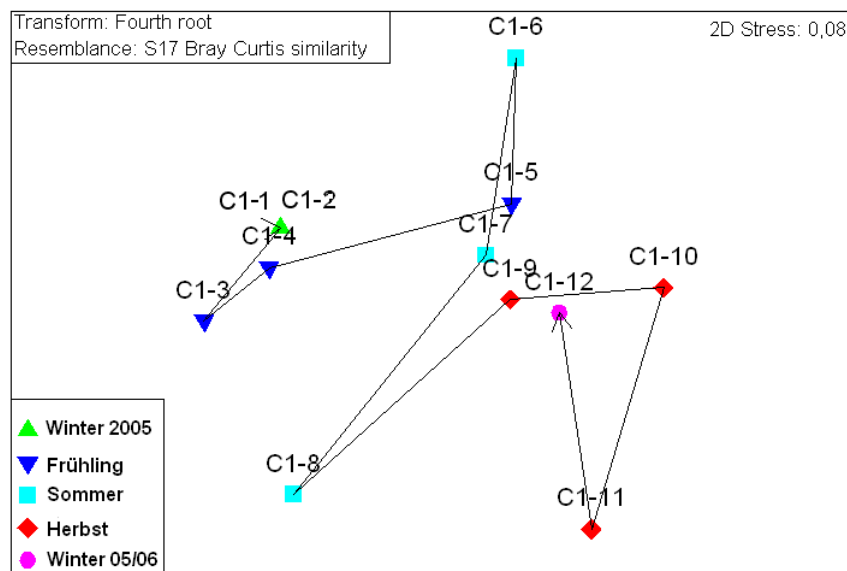


Abb. 67: Fauna-MDS der einzelnen Probestermine für den Pegel C1

5 Diskussion

5.1 Physikochemische Analysen

Die einzelnen chemischen Parameter sollen an dieser Stelle sowohl für den gesamten Untersuchungsstandort unter Berücksichtigung aller Pegel als auch für den Rhein und die Pegelreihen A, B und C über den Zeitraum eines Jahres diskutiert werden. Dabei geben die chemischen Parameter Aufschluss über die Herkunft des Wassers und über die Redoxverhältnisse und Abbauprozesse im Aquifer. Insbesondere die mikrobielle Aktivität ist für die hydrochemischen Veränderungen ein Schlüsselfaktor während der Uferfiltration (JAKOBS et al. 1988; DOUSSAN et al. 1997).

Die **Temperaturverhältnisse** von unterirdischem Wasser sind aufgrund der Pufferung des Bodens und des Aquifers stabiler als an der Oberfläche. Dabei entspricht die Durchschnittstemperatur im Grundwasser ungefähr der Jahresmitteltemperatur der Luft (BRUNKE & GONSER 1997). Charakteristisch ist somit eine starke Abnahme der Temperaturschwankungen des Wassers mit der Tiefe bzw. mit der Entfernung zu Oberflächengewässern (BRUNKE & GONSER 1997). Daher ist vor allem die Temperaturamplitude ein Maß, um den Einfluss von Oberflächenwasser auf das unterirdische Wasser zu qualifizieren und quantifizieren (TANIGUCHI et al. 2003).

Die Temperatur selbst und auch die jährlichen Temperaturschwankungen sind Schlüsselparameter für die biogeochemischen Prozesse, die während der Infiltration des Flusswassers in den Aquifer stattfinden (VON GUNTEN et al. 1991; KIM & CORAPCIOGLU 2002). Die Temperatur des Wassers steuert unter anderem die Löslichkeit von Gasen wie Sauerstoff und anderen chemischen Stoffen (VON GUNTEN & KULL 1986).

Das Temperaturregime hat auch eine entscheidende Bedeutung für die faunistischen Ausprägungen des Hyporheals und Grundwassers, da es die mikrobielle Aktivität und den Metabolismus der Meiofauna beeinflusst (BRUNKE & GONSER 1997).

Die deutlich geringeren Durchschnittstemperaturen und schwächeren Temperaturamplituden des [Alluv. GW] und [landseitigem GW] im Untersuchungsgebiet zeigen, dass die Pegel dieser beiden Gruppen weniger stark vom Oberflächenwasser beeinflusst waren als die Pegel des [Hyporheals]. Im Gegensatz zu den Untersuchungen von ECKERT et al. (2004), die bei Temperaturmessungen im Sommer 2003 eine um 5° C niedrigere Temperatur des Uferfiltrats gegenüber der des Rheins feststellen konnten, wurden keine signifikanten Temperaturunterschiede zwischen Rhein und den Wasserproben der A- und B-Pegel gemessen. Dies verdeutlicht, wie stark das [Hyporheal] vom Rhein beeinflusst wurde. Während der Rhein [OW Rhein] und auch das [Hyporheal] eine typische Ganglinie der Temperaturwerte von Oberflächengewässern im Jahresverlauf mit einem Maximum im Sommer und einem Minimum im Winter zeigten ([OW Rhein]: 14,8°C, SD: 7,26°C; [Hyporheal]: 14,3°C, SD: 5,9°C), ließen die Gruppen [Alluv. GW] (12,9°C, SD: 1,77°C) und [landseitiges GW] einen deutlich nivellierten Jahrestemperaturverlauf erkennen, was somit einen charakteristischen Temperaturverlauf von landseitigem Grundwasser entsprach (VAN GUNTEN et al. 2001; BRUNKE & GONSER 1997).

Tiefenbedingte Temperaturunterschiede zwischen den tiefsten und flachsten Pegeln innerhalb der jeweiligen Pegelreihen A, B und C ergaben sich nicht. Bei den Uferfiltratpegeln lässt sich dies durch die zügige Perkolation des Rheinwassers erklären.

Auch der **Sauerstoff**gehalt im Aquifer wird in entscheidendem Maße durch das zuströmende Sickerwasser beeinflusst. Da es aufgrund des fehlenden Lichts zu keiner Photosynthese und somit zu keiner Sauerstoffproduktion kommen kann, wird der Sauerstoffgehalt durch den allochthonen Eintrag von der Oberfläche bestimmt (VANEK 1997; OLSEN & TOWNSEND 2003; HAHN 2006a; MALCOM et al. 2009). Während es im

Bereich des Grundwasserspiegels noch zu einer Diffusion von Sauerstoff aus der Bodenluft kommen kann, erfolgt der überwiegende Sauerstoffeintrag in den Grundwasserleiter über das zugeführte Sickerwasser (GRIEBLER 2003).

Da bei steigenden Temperaturen die Sauerstofflöslichkeit im Wasser abnimmt, führen die Sauerstoffwerte des Rheins während des Messzeitraumes (April 2005 - August 2005) mit bereits durchschnittlich 8,8 mg/l zu Sättigungswerten von über 100 %.

In der Uferfiltrationszone bestimmt vor allem der hydrologische Austausch mit dem Flusswasser die Sauerstoffkonzentrationen, welche in der hyporheischen Zone durch Respiration, der Verweilzeit des Uferfiltrats und durch chemolithotrophe Prozesse beeinflusst werden (DUFF & TRISKA 2000).

Im [Hyporheal] lagen die durchschnittliche Sauerstoffkonzentration nur noch bei ca. 3,5 mg/l. Diese starke Abnahme war Folge der hohen mikrobiellen Tätigkeit an der Gewässersohle und im Grundwasserleiter (JAKOBS et al. 1988; SANTSCHI et al. 1990; VON GUNTEN et al. 1991). Der Abbau der organischen Substanz und die Oxidation von reduzierten anorganischen Stoffen durch die Biofilme in der hyporheischen Zone wird durch die im Frühjahr und Sommer ansteigenden Temperaturen beschleunigt und führt zu sauerstoffzehrenden Prozessen (HUNKELER et al. 2006). Nach DENECKE (1997) liegt der durchschnittliche Sauerstoffverbrauch bei einem Kohlenstoffabbau von 1,4 mg/l bei 4 mg/l. Trotzdem herrschten im [Hyporheal] während des Untersuchungszeitraumes fast keine anaeroben Verhältnisse vor. Nur bei der Augustmessung konnten in den Pegeln A1 und B3 Sauerstoffgehalte von knapp < 1 mg/l O₂ festgestellt werden. Bei einer solchen deutlichen Abnahme des Sauerstoffgehaltes kann davon ausgegangen werden, dass auch die mikrobielle Degradationsrate wieder abnimmt (ECKERT et al. 2004).

Weitere Ursachen für die Sauerstoffzehrung im Sommer sind neben der erhöhten biologischen Aktivität die Veratmung von intrazellulären Speicherstoffen nach dem Verbrauch von gelösten Substanzen und die Atmung von Protozoen und Metazoen im Aquifer (DENECKE 1997).

Aufgrund der höheren Temperaturschwankungen im Jahresverlauf und der damit verbundenen Veränderungen der mikrobiellen Aktivitäten war auch die Schwankungsbreite der Sauerstoffkonzentrationen im [Hyporheal] am größten.

Die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im [landseitigem GW] verweisen ebenfalls auf die sauerstoffzehrenden Prozesse im Grundwasserleiter sowie auf eine geringe Oberflächenwasserinfiltration. So herrschten vor allem in Pegel 14 zumindest teilweise anaerobe und damit reduzierende Bedingungen vor. Darauf deuten neben den niedrigen Sauerstoffwerten die erhöhten Eisen-, Mangan- und Ammoniumkonzentrationen hin (Tab. A1).

Die **elektrische Leitfähigkeit** ist ein Maß für die Gesamtmenge an dissoziierten Ionen im Wasser und gilt als Kenngröße für Belastungen durch anorganische Stoffe. Im Grundwasser ist sie stark von der Geochemie des Aquifergesteins abhängig (BAKALOWICZ 1994). Ein weiterer Faktor, der die elektrische Leitfähigkeit im Grundwasser bestimmt, ist die Verweilzeit des Wassers im Aquifer. Je länger das Wasser im Aquifer verbleibt, desto höher ist die Ionenkonzentration gegenüber den Oberflächengewässern (BAKALOWICZ 1994). Daher kann die elektrische Leitfähigkeit auch eine Infiltration von Oberflächenwasser in das Grundwasser anzeigen.

Der Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit vom [OW Rhein] (Median: 632 $\mu\text{S}/\text{cm}$) zum [landseitigem GW] (Median: 912 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ist daher typisch für die Differenzierung von Oberflächenwasser und älterem Grundwasser (BAKALOWICZ 1994; BARTH 2000; SCHIRMER et al. 2007).

Die fast identischen mittleren elektrischen Leitfähigkeitswerte vom [OW Rhein] und [Hyporheal] (Tab. A2, A3) offenbaren erneut die starke Beeinflussung der A- und B-Pegel durch das Rheinwasser. Aufgrund der längeren Verweilzeit und der damit höheren Menge an dissoziierten Ionen zeigten die vom Rhein weiter entfernten Pegel 14 und 80 durch ihre erhöhten elektrischen Leitfähigkeitswerte landseitiges Grundwasser an. Die Gruppe [Alluv. GW] hatte eine signifikant höhere elektrische

Leitfähigkeit gegenüber dem [Hyporheal] und eine signifikant niedrigere elektrische Leitfähigkeit gegenüber dem [landseitigen GW]. Es lässt sich dementsprechend erneut ableiten, dass das geförderte Wasser der Pegelreihe C und der relativ rheinnahen Pegel 12 und 13 nicht die gleiche Charakteristik aufweist wie das [landseitige GW] der Pegel 14 und 80.

Der **pH-Wert** hat eine hohe Bedeutung für die abiotischen und biotischen Prozesse in Grundwassersystemen und beeinflusst u. a. die Löslichkeit vieler Stoffe (GRIEBLER 2003).

Die Variation des pH-Werts in Hyporheal und Grundwasser hängt vor allem von den dort vorherrschenden Redoxreaktionen und vom Anteil der durch Biodegradation abbaubaren Substanzen ab (RICHTERS et al. 2004). Durch mikrobiellen Abbau von organischen Substanzen im Boden und im Grundwasser wird Kohlendioxid freigesetzt. Die CO_2 -Konzentration der Bodenluft kann dadurch bis auf das hundertfache gegenüber der Atmosphärenkonzentration angereichert sein und mit dem Sickerwasser ins Grundwasser transportiert werden (GRIEBLER 2003). Das so entstandene CO_2 dissoziiert zum Teil in Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und H_3O^+ -Ionen und führt somit zu einer pH-Wert-Absenkung während der mikrobiellen Abbauprozesse im Uferfiltrat (GRIEBLER 2003; RICHTERS et al. 2004).

Die signifikante und sukzessive pH-Wert-Reduzierung vom Rhein (Median: 8,05) bis zum landseitigen Grundwasser (Median: 7,02) erklärt sich folglich v. a. durch die Freisetzung und der Zunahme von CO_2 im Grundwasser. Werden aber die pH-Wert-Schwankungen im Jahresverlauf betrachtet, so konnten in den Pegel A1 und A3 mehrmals (Mai und Juli 2005, Januar 2006) deutliche Erhöhungen des pH-Werts von bis zu 9,1 festgestellt werden (Tab. A1). Diese deutlichen und kurzfristigen Schwankungen können auch nicht durch Ammonifikationsprozesse, bei denen Hydroxidionen gebildet werden, erklärt werden und beruhen eventuell auf Messfehlern.

Ammonium ist ein Zwischenprodukt, das beim Abbau von stickstoffhaltigen organischen Substanzen gebildet wird und gilt als ein wichtiger Verschmutzungsparameter für Gewässer (CANTER 1996). Vor allem durch Düngerausschwemmungen oder Abwässern kann Ammonium in Gewässer gelangen. Bei ausreichendem Sauerstoffgehalt erfolgt durch die Nitrifikation eine schnelle mikrobielle Oxidation über Nitrit zu Nitrat (DOUSSAN et al. 1997). Daher sind die Konzentrationen in unbelasteten Oberflächengewässern gering und liegen $< 0,1$ mg/l. Im sauerstoffarmen Grundwässern mit reduzierenden Bedingungen finden wiederum Nitratammonifikation und Denitrifikation statt, d.h. eine Reduktion von Nitrat über Nitrit zu Ammonium oder zu molekularem Stickstoff (CANTER 1996). Dabei haben beide Prozesse ungefähr die gleiche Bedeutung bei der Nitratreduktion (TIEDJE et al. 1982).

Da unter aeroben Verhältnissen Ammonium mikrobiell über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird (Nitrifikation) (CANTER 1996; DOUSSAN et al. 1997; DUFF & TRISKA 2000) sind demgemäß die Ammoniumkonzentrationen im oxischen Grundwasser des Untersuchungsgebietes stetig sehr gering (Mediane: 0,01-0,04 mg/l). Erst im [landseitigen GW] (Median Pegel 14: 0,04 mg/l) konnten leicht erhöhte mittlere Gehalte festgestellt werden. Da hier auch die Sauerstoffkonzentrationen teilweise sehr gering waren, kann davon ausgegangen werden, dass zumindest zeitweise anaerobe Bedingungen in den rheinfernen Pegeln vorgeherrscht haben. Somit kam es wahrscheinlich zu Ammonifikationsprozessen, die Nitrat zu Ammonium reduziert haben (GRISCHEK et al. 2001). Auch die höheren Mn^{2+} - und Fe^{2+} -Konzentrationen im Pegel 14 des [landseitigen GW] (Tab. A1) sprechen für hypoxische Verhältnisse. Außerdem konnten während der Sommermonate leicht erhöhte Ammoniumgehalte im Pegel C1 erfasst werden. Zeitgleich ist in diesem Pegel der Sauerstoffgehalt bei der Augustmessung auf 1,02 mg/l gesunken, so dass vermutlich auch hier zeitweise eine Ammonifikation von Nitrat stattgefunden hat.

Nitrit ist gleichfalls ein Zwischenprodukt, das während der mikrobiellen Nitrifikation bzw. Nitratreduktion gebildet wird (CANTER 1996). Aufgrund der schnellen mikrobiellen Umwandlungsreaktionen von Nitrit ist es in sauberen Gewässern nicht oder in nur sehr geringen Konzentrationen von maximal 0,001 mg/l vorhanden (HÜTTER 1996). Der Nachweis von höheren Nitritkonzentrationen deutet hingegen auf Verschmutzungen hin. Die ammoniumoxidierenden Bakterien, welche Ammonium zu Nitrit umwandeln, sind besser an niedrige Sauerstoffgehalte angepasst als die nitritoxidierenden Bakterien (SANTSCHI et al. 1990). Das bedeutet, dass erhöhte Nitritwerte vor allem auf plötzliche organische Verschmutzungen mit den entsprechenden sauerstoffzehrenden Biodegradationsprozessen im Wasser hindeuten. Erhöhte Werte fanden sich während des Rheinhochwassers im Februar und März 2005 und in den Monaten Dezember 2005 bis Januar 2006 in den Rheinwasserproben (0,12 mg/l). Dies widerspricht dem normalen saisonalen Nitritregime in Fließgewässern. Üblicherweise steigen Nitritkonzentrationen in den Sommermonaten mit steigenden Temperaturen an, da hohe Temperaturen die Nitritbildung stärker fördern als die Oxidation zu Nitrat (BRAUNE & UHLEMANN 1968) und geringere Sauerstoffgehalte die weitere Nitrifikation hemmen können (GUHR & RUDOLF 1979; DOUSSAN et al. 1997). Die Zunahme der Nitritionen im Winter könnte auf die allgemein stärkere Belastung mit Stickstoff während dieses Zeitraumes beruhen (NIEDER 1985).

Im Uferfiltrat waren die Konzentrationen deutlich geringer und keine saisonalen Entwicklungen erkennbar. So konnten auch in den A-Pegeln während des Winters keine erhöhten Nitrit-Werte erfasst werden.

Die hohe Zunahme des Nitritgehaltes im September 2005 im Pegel C1 (0,29 mg/l) kann durch die geringe Sauerstoffkonzentration (1,02 mg/l) (Tab. A1) und damit verbunden auf die Hemmung der nitritoxidierenden Mikroorganismen erklärt werden (GUHR & RUDOLF 1979; SANTSCHI et al. 1990).

Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung sowie der industriellen und häuslichen Abwässer sind anthropogene **Nitrat**belastungen im Trinkwasser weit verbreitet. Nitrat gilt als der weltweit ubiquitärste Schadstoff im Grundwasser (SPALDING & EXNER 1993). Da Nitrat leicht löslich und somit sehr mobil ist und vom Niederschlag und Sickerwasser schnell ins Grundwasser verlagert werden kann, sind gerade oberflächennahe Grundwasserleiter gefährdet.

Die Nitratgehalte stiegen im Mittel vom [OW Rhein] zu den [Hyporheal]- und [Alluv. GW]-Pegeln leicht aber nicht signifikant an. Im [landseitigen GW] fanden sich hingegen nur sehr geringe Nitratkonzentrationen.

Aufgrund der bakteriellen Degradation von organischem Material verringern sich die Nitratkonzentrationen häufig während einer Infiltration in den Aquifer (VON GUNTEN et al. 1991; GRISCHEK et al. 1998; WU 2007). Eine effektive Nitratreduzierung (Denitrifikation/Nitrat-Ammonifikation) findet aber nur unter anoxischen Bedingungen statt (DOUSSAN et al. 1997; GRISCHEK et al. 2001), da Bakterien für die Oxidation von organischem Material Sauerstoff aufgrund der besseren Energieausbeutung bevorzugen (CANTER 1996). Bei einer ausreichenden Sauerstoffversorgung laufen hingegen Nitrifikationsprozesse ab. Somit lässt sich die schwache Nitraterhöhung im Aquifer durch die Nitrifikation von Ammonium erklären (STANFORD & WARD 1993). Auch DENECKE (1997) konnte bei einer zwischen Düsseldorf und Duisburg befindlichen Uferfiltrationsanlage keine heterotrophe Nitratreduktion feststellen. DENECKE (1997) vermutet, dass nach fortgeschrittener Sauerstoffzehrung im Grundwasserleiter organische Stoffe nicht mehr ausreichend vorliegen, welche der heterotrophen Nitratreduktion dienen könnten. Die geringen Nitratgehalte im [landseitigen GW] könnten wiederum Folge der Denitrifikation zu N_2 im hypoxischen Milieu (DOUSSAN et al. 1997) während der relativ langen Verweilzeit im Boden und im Aquifer sein. Im Jahresverlauf sanken die Nitratkonzentrationen bis August/September sowohl im Rhein als auch in den Pegeln ab. Danach stiegen die Werte wieder an. Dies war wahrscheinlich Folge der landwirtschaftlichen Nutzung (NIEDER 1985). Im Frühjahr bis

zur Ernte benötigt der Pflanzenbestand viel Wasser, so dass eine Nitrat-Perkolation weitgehend verbleibt. Durch das Pflanzenwachstum wird dem Boden außerdem Nitrat entzogen. Nach der Ernte werden Ernterückstände mineralisiert, und durch die Nitrifikation und der höheren Infiltrations- und Perkulationsraten bei Herbst- und Winter-niederschlägen erhöht sich dann der Nitrataustrag entsprechend (NIEDER 1985).

Der fehlende Nachweis von Nitrat im Rhein am letzten Probenstermin (Abb. 32, Tab. A1) dürfte auf einen Messfehler beruhen.

Chloride sind hochmobil und werden sowohl durch die Selbstreinigung der Gewässer als auch bei der Abwasserbehandlung nicht entfernt (HÜTTER 1996). Das bedeutet, dass Chlorid sich gut als langfristiger Verschmutzungsindikator nutzen lässt. Liegen erhöhte, nicht geogen bedingte Konzentrationen in den Wasserproben vor, deuten sie u. a. auf Eintrag von Dünger hin (KANZ 1977).

Die Chloridkonzentrationen waren vermutlich aufgrund anthropogener Verschmutzungen im Rheinwasser am höchsten. So ergibt sich u. a. noch immer eine Restbelastung des Rheins durch Abraumhalden des im Jahre 2003 eingestellten Kalibergbaus bei Mulhouse im Elsass (LUBW 2006). Außerdem zeigte sich eine Zunahme der Chloridgehalte in den Wintermonaten (Tab. A1; Abb.33). Dies ist u. a. Folge der Straßensalzstreuung im Winter (VON GUNTEN et al. 1994). Die im Vergleich zum Januar 2006 (107,0 mg/l) geringeren Chloridkonzentrationen im Februar 2005 (61,9 mg/l) könnten die Folge eines Verdünnungseffektes durch das Hochwasser sein. Da Chlorid nicht abgebaut wird, gehen VON GUNTEN et al. (1994) bei Änderungen der Chloridkonzentrationen im Interstitial und Grundwasser von Memoryeffekten aus, die sich durch die hydraulische Variabilität ergeben. Die Konzentrationen zwischen [OW Rhein], [Hyporheal] und [Alluv. GW] blieben ungefähr auf dem gleichen Niveau, nur das landseitige Grundwasser, welches weniger oberflächenwasserbeeinflusst ist, wies signifikant geringere Chloridwerte auf. Die gegenüber allen anderen Pegeln deutlich höheren Chloridgehalte im Probenwasser des Pegels C1 könnten durch eine

Beeinflussung von salzhaltigem Tiefengrundwasser verursacht werden (RICHTERS, mündl. Mitt.).

Eisen ist in fast allen Gewässern in Spuren vorhanden. Dabei ist es als zweiwertiges $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ wasserlöslich, während $\text{Fe}(\text{III})$ -Hydroxid gebunden wird und ausfällt. Im Wasser kann es auch als Fe-Chelat von Enzymen gefunden werden (SANTSCHI et al. 1990). Unter reduzierenden Verhältnissen im Grundwasser nutzen bestimmte Bakterien das gebundene $\text{Fe}(\text{III})$ als Elektronenakzeptor, so dass $\text{Fe}(\text{III})$ zu $\text{Fe}(\text{II})$ reduziert wird und die Konzentration von gelöstem Eisen im Wasser entsprechend ansteigt. Höhere gelöste Eisenkonzentrationen sind deshalb typisch für sauerstoffarme Grundwässer (BAKER et al. 2000b; KUNKEL et al. 2004). Bei ausreichender Sauerstoffversorgung fällt $\text{Fe}(\text{II})$ allerdings wieder als Eisenhydroxid $\text{Fe}(\text{OH})_3$ aus (JAKOBS et al. 1988).

Die durchweg niedrigen gelösten Eisen(II)-Konzentrationen in den Messpegeln (Mediane: 0,01 mg/l) geben einen Hinweis darauf, dass im Aquifer fast keine reduzierenden Bedingungen vorherrschten, da die oxidierte dreiwertige Form des Eisens $\text{Fe}(\text{III})$ unlösliche Oxyhydroxide bilden (JAKOBS et al. 1988, SANTSCHI et al. 1990). Leichte Konzentrationserhöhungen von gelöstem Eisen zeigten sich nur im [Alluv. GW] und im [landseitigen GW], da aufgrund anaerober Bedingungen kurzfristig $\text{Fe}(\text{III})$ wieder reduziert und in Lösung überführt wurde. Am Beispiel des Pegels 14, der im Sommer stets sehr niedrige Sauerstoffwerte aufwies, zeigte sich aber, dass die Fe^{2+} -Werte nur geringfügig auf maximal 0,05 mg/l anstiegen.

Die **Mangankonzentrationen** sind aufgrund der geringeren Verbreitung von Mangan meist deutlich geringer als die Eisenkonzentrationen. Da Mangan aber ähnliche geochemische Eigenschaften aufweist wie Eisen, sind sie in der Regel gemeinsam anzutreffen (KUNKEL et al. 2004). Mangan ist im Grundwasser entweder in seiner reduzierten $\text{Mn}(\text{II})$ -Form gelöst bzw. adsorbiert (MnCO_3 , MnS) oder oxidiert als

unlösliche Mn(III) bzw. Mn(IV)-Oxide vorzufinden (GOUNOT 1994). Dabei spielen Mikroorganismen direkt oder indirekt eine entscheidende Rolle, da sie der wichtigste Katalysator für den Mangankreislauf sind (NEALSON et al. 1988; GOUNOT 1994). Während unter aeroben Bedingungen meist Mn(IV)-Oxide gebildet werden, wird die Mn(IV)-Reduktion unter anaeroben Verhältnissen zu einem wichtigen Prozess für den Abbau organischen Materials durch die Bakterien (GOUNOT 1994).

Die Oxidation von löslichem Mangan(II) zu ausgefällten Mn(III)- und Mn(IV)-Oxiden findet im Grundwasser bei neutralen pH-Werten und ausreichendem Sauerstoffangebot statt (GOUNOT 1994). Da die Pegel im Untersuchungsgebiet meist aerob waren, wurden häufig nur sehr geringe gelöste Mangankonzentrationen festgestellt (Mediane: 0,005-0,034 mg/l). Hingegen konnten in Pegel 14 mehrmals nur sehr geringe Sauerstoffwerte gemessen werden, so dass von reduzierenden Bedingungen ausgegangen werden kann. Die gegenüber den anderen Pegeln deutlich erhöhten Mangankonzentrationen von maximal 0,843 mg/l belegen, dass in Pegel 14 Mn(IV)-Oxide mikrobiell reduziert wurden. Unter solchen anaeroben Verhältnissen ist die Manganreduktion ein wichtiger Prozess für den bakteriellen Abbau von organischem Material (VAN GUNTEN et al. 1991; BOURG & BERTIN 1993; GOUNOT 1994).

Die erhöhten Manganwerte im April 2005 in den Pegeln A2 und C1 basieren aber nicht auf niedrige Sauerstoffwerte zum Messzeitpunkt (Tab. A1). Ob vor dem Messzeitpunkt reduzierende Prozesse abgelaufen sind, kann nicht geklärt werden.

Bor liegt meist als Borat-Anion (BO_3^{3-}) mit Konzentrationen von <0,01-0,05 mg/l in Gewässern vor (HÜTTER 1996). Borverbindungen sind aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit sehr mobil (DIETZ 1975; BARTH 2000; SCHIRMER et al. 2007) und wegen dieser Mobilität und ihrer anthropogenen Herkunft gute Indikatoren für Belastungen im Grundwasser, insbesondere in urbanen Gebieten (DIETZ 1975; VENGOSH et al. 1994; BARTH 1998). Hauptquelle der anthropogenen Belastung ist dabei Natriumperborat (NaBO_3), das als Bleichmittel in Waschmitteln und anderen Reinigungsprodukten

eingesetzt wird (BARTH 1998). Folglich können u. a. undichte Abwassereinleitungen Boreinträge in das Grundwasser verursachen (MERKEL & SPERLING 1998). Die leicht erhöhten Borkonzentrationen in [landseitigem GW] (Median: 0,12 mg/l) und [Alluv. GW] (Median: 0,08 mg/l) könnten somit auf eine schwache, urban bedingte anthropogene Belastung hinweisen (DIETZ 1975; BARTH 2000; SCHIRMER et al. 2007). Wegen der wenigen durchgeführten Messungen konnte ein jahreszeitlicher Verlauf im Untersuchungsgebiet nicht analysiert werden.

Erhöhte **Sulfat**gehalte in Oberflächen- und Grundwasser weisen häufig auf eine anthropogene Belastung durch Industrie oder Landwirtschaft hin (KANZ 1975) und können regional als Kontaminationszeiger genutzt werden (BENDER et al. 2005). Aufgrund der guten Löslichkeit von Gips bzw. durch mikrobielle Oxidation sind aber auch geogen und biogen bedingt höhere Konzentrationen möglich (HÜTTER 1996). Im sauerstoffreichen Grundwasser wird Sulfat durch mikrobielle Oxidation (Sulfurikation) von Schwefelwasserstoff (H_2S) gebildet. Unter anaeroben Bedingungen nutzen Bakterien Sulfat zur Energiegewinnung und reduzieren es wieder zu H_2S (Desulfurikation) (PREUß 2007).

Da Sulfat nur geringe Sorptionseigenschaften besitzt und kaum chemisch interagiert, ist der Stoff sehr mobil (VON GUNTEN & KULL 1986), so dass sich die Konzentrationen auch durch die Infiltration des Wassers in den Aquifer kaum ändern. Unter oxidischen Bedingungen, welche im Untersuchungsgebiet überwiegend vorherrschten, wird Sulfat während der Uferpassage mikrobiell nicht abgebaut (BOURG & BERTIN 1993). Dies deckt sich auch weitgehend mit den Ergebnissen aus Düsseldorf. Bei der Septembermessung wurde allerdings eine deutliche Konzentrationsminderung im [Alluv. GW] erfasst, die möglicherweise durch kurzfristige reduzierende Verhältnisse aufgrund von geringen Sauerstoffgehalten erklärt werden kann. Hierbei wurde Sulfat beim Abbau des organischen Materials mikrobiell zu Schwefelwasserstoff reduziert. Sulfatreduzierende Bakterien sind aber ausschließlich anaerob und werden durch das

Vorhandensein von Sauerstoff gehemmt (GRIEBLER 2003). Außerdem finden sulfatreduzierende Prozesse erst dann statt, wenn andere Elektronenakzeptoren nicht mehr zur Verfügung stehen (SANTSCHI et al. 1990).

Die relativ hohen Sulfatkonzentrationen des [landseitigen GW] (Median: 121,5 mg/l) und auch des [Alluv. GW] (Median: 63,6 mg/l) geben Hinweise auf eine geringe anthropogene Belastung. Werte über 100-150 mg/l lassen sich häufig durch diffuse Verschmutzungen von Siedlungsflächen oder durch Trümmerschutt im Boden erklären (BENDER et al. 2005).

Der **gelöste organische Kohlenstoff** (DOC) beeinflusst viele biologische und chemische Prozesse in aquatischen Ökosystemen (THURMAN 1985). Da im Grundwasser, abgesehen vom geringen Anteil chemoautotropher Bakterien (CHAPELLE & LOVLEY 1990, JONES et al. 1994), keine Primärproduktion stattfindet, sind Grundwasserökosysteme heterotroph und auf den Eintrag von organischem Substrat aus der Oberfläche angewiesen (JONES et al. 1995). Hauptbestandteil der organischen Fraktion sind gelöste organische Verbindungen, die somit auch die wichtigste Kohlenstoffquelle für Grundwasserorganismen darstellen und die Basis des Nahrungsnetzes im Grundwasser bilden (GRIEBLER 2003). Partikuläres organisches Material wird aufgrund der Filterwirkung des Bodens zum größten Teil zurückgehalten und gelangt nur in geringen Konzentrationen ins Grundwasser. Mikroorganismen oxidieren das organische Material bei ausreichender Sauerstoffversorgung zu CO₂ und dienen als Nahrung für Metazoen. Viele Studien haben bereits dargelegt, dass bei der Uferfiltration die mikrobielle Degradation vom organischen Material zu einer effektiven Reduzierung von DOC führt und bereits in den ersten Zentimetern bis Metern nach der Infiltration abgeschlossen ist (HOEHN et al. 1983; SCHWARZENBACH et al. 1983; GRISCHEK et al. 1995; DOUSSAN et al. 1998; HIEMSTRA et al. 2001). Auch anhand mehrerer Untersuchungen am Wasserwerk Flehe konnten nachgewiesen werden, dass der DOC-Abbau im Filtrat bereits nach Durchfluss weniger Dezimeter fast vollständig vollzogen wurde (SONTHEIMER 1991;

SCHUBERT 2002c, ECKERT & IRMSCHER 2006). Voraussetzung für eine deutliche DOC-Minimierung sind allerdings oxidierte Grundwässer, da die Reduktionsraten der DOC-abbauenden Mikroorganismen nur bei ausreichender Sauerstoffversorgung entsprechend hoch sind. Wenn die Sauerstoffzehrung zu groß wird, wird die geringe O₂-Konzentration zu einem limitierenden Faktor für die mikrobielle Aktivität (ECKERT & IRMSCHER 2006). Die Reduzierung der DOC-Gehalte vom Rhein (Median: 2,7 mg/l) zu den A-Pegeln (Median: 1,5 mg/l) betrug im Mittel ca. 45 %. Die gemessenen DOC-Konzentrationen in den B-Pegeln wiesen um 10 % geringere Werte auf als in der A-Pegelseihe. Der noch vorhandene und nicht abgebaute DOC im Aquifer war entweder nicht nutzbar für die Mikroorganismen, oder es gab entlang der Fließstrecke eine Abnahme der Bakterienpopulationen (BOURG & BERTIN 1993).

Im Jahresverlauf zeigten sich innerhalb der Filtrationsstrecke und auch in den C-Pegeln keine großen Schwankungen. Lediglich die temporär erhöhten DOC-Konzentrationen des Rheins zu Beginn der Untersuchung im Februar und März 2005 (4,2 mg/l) waren Folge des Hochwassers, da Fluten organisches Material aus den Bodenschwemmen und dem Fluss zuführen (BÖRNICK et al. 2003).

Der **Spektrale Absorptionskoeffizient** (SAK_{254 nm}) ist ein Summenparameter für organische Stoffe. Da organische Schadstoffe ultraviolettes Licht absorbieren, ist die Lichtschwächung pro Meter Wasser ein Maß für die organische Belastung des Gewässers (FRIMMEL & KUMKE 1999). Bei einer Messwellenlänge von 254 nm (DIN 38404-3) wird der Spektrale Absorptionskoeffizient auf Extinktion pro Meter umgerechnet (1/m). Diese Methode spricht vor allem C=C-Doppelbindungen an und gilt auch bei niedrigen Konzentrationen als sehr genau (SONTHEIMER 1991).

Folglich verdeutlichen die Veränderungen der SAK₂₅₄-Werte die mikrobielle Degradation der organischen Gehalte im Rheinwasser bei der Infiltration in das Sediment. Auch der SAK_{254nm} verringerte sich vom [OW Rhein] (Median: 6,8 m⁻¹) zur A-Pegelseihe um ca. 50 % (Median: 3,4 m⁻¹). Eine weitere Absenkung des SAK_{254nm} von

den A- zu den B-Pegeln war hingegen minimal. Temporäre Erhöhungen des SAK_{254nm} zeigten sich wie schon beim DOC während des Rhein-Hochwassers zu Beginn der Untersuchung aufgrund der Zufuhr von organischem Material aus den überschwemmten Bereichen (Tab. A1) (BÖRNICK et al. 2003).

AOX ist ein Summenparameter der an Aktivkohle adsorbierbaren Halogene (Chlor, Jod, Brom), die in organischen Verbindungen enthalten sind (HÜTTER 1996). AOX gilt als typischer Indikator für anthropogene Verschmutzung (TRAUTH & XANTHOPOULOS 1997), und bereits geringe Mengen ($> 5 \mu\text{g/l}$ AOX) stellen in Gewässern eine Belastung dar. Da es aber eine natürliche Grundbeeinträchtigung von AOX durch Huminstoffe gibt (ASPLUND et al. 1989), kann nicht immer genau festgestellt werden, wie hoch der Anteil aus anthropogenen Quellen ist. Daher weist GRØN (1993) darauf hin, dass natürliche, aquiferspezifische Hintergrundkonzentrationen vom AOX bei der Interpretation von AOX als Indikator für Kontaminationen entsprechend berücksichtigt werden sollten. SONTHEIMER (1991) wiederum geht davon aus, dass es sich bei den AOX-Gehalten stets um nicht natürliche Wasserinhaltsstoffe handelt.

Die AOX-Schadstoffe gelten als sehr persistent und mobil, werden aber durch die Uferfiltration teilweise reduziert (KÜHN & MÜLLER 2000; HIEMSTRA et al. 2001). Auch im Uferfiltrat des Untersuchungsgebietes konnte eine Reduzierung nachgewiesen werden. Die AOX-Gehalte waren im [OW Rhein] am höchsten und sanken bis zum [landseitigen GW] kontinuierlich, aber nicht signifikant ab. Signifikante Gruppenunterschiede ergaben sich aber bei der einjährigen Untersuchung der neun Observationsmessstellen. So sanken die AOX-Werte des Uferfiltrats im Mittel vom Rhein ($10 \mu\text{g/l}$) zu den A-Pegeln (Median: $8 \mu\text{g/l}$) um 20 %, zu den B-Pegeln um 30 % ab. Damit war die AOX-Minimierung durch die Biodegradation ausgeprägter als bei Untersuchungen von DREWES & JEKEL (1996), die gleichfalls eine Verminderung der AOX-Konzentration von 16 % in einem aeroben und 22 % in einem anaeroben Aquifer feststellen. Auch

MASSMANN et al. (2005) wiesen eine stärkeren AOX-Abbau unter reduzierenden Bedingungen nach.

Die C-Pegel wiesen AOX-Konzentrationen auf (Median: 6 µg/l), die um ca. 40 % geringer waren als im Rhein, was für ein geringer belastetes Grundwasser spricht.

5.1.1 Physikochemische Analyse aller Pegel

Der Untersuchungsstandort wird durch das Flusswasser des Rheins, durch alluviales und landseitiges Grundwasser beeinflusst. So zeigt die Auswertung der hydrochemischen Daten aller Pegel von April bis August 2005 eine Aufteilung in vier verschiedene Gruppen. Neben dem (I) Oberflächenwasser des Rheins [**OW Rhein**] konnten eine (II) stark vom Infiltrationswasser des Rheins dominierte Hyporhealzone [**Hyporheal**], eine (III) Alluvialzone mit Oberflächenwassereinfluss [**Alluv. GW**] und (IV) eine Zone, gekennzeichnet durch landseitiges Grundwasser [**landseitiges GW**] abgegrenzt werden.

Die deutliche Abnahme der Konzentrationen von Sauerstoff und der organischen Summenparameter DOC, SAK_{254nm} und AOX aufgrund sauerstoffverbrauchender mikrobieller Abbauprozesse vom Rhein [OW Rhein] zur Pegelreihe A weisen darauf hin, dass die Filtration in dieser ersten Uferpassage sehr effektiv war. Durch andere Untersuchungen am Wasserwerk Flehe konnte nachgewiesen werden, dass die Degradation vieler Inhaltsstoffe im Filtrat bereits nach Durchfluss weniger Dezimeter fast vollständig vollzogen wurde (SCHUBERT 2002c; ECKERT & IRMSCHER 2006). Diese Tatsache verdeutlicht auch der Vergleich der Hydrochemie von den Pegelreihen A und B. Die gemessenen hydrochemischen Parameter veränderten sich während der Filterstrecke zwischen den beiden Pegelreihen kaum noch. Das bedeutet auch, dass die beiden Pegelreihen A und B mithilfe der benutzten wasserchemischen Faktoren nicht

unterschieden werden können (Abb. 21, 24) und daher eine einheitliche Gruppe [Hyporheal] bilden, die als Uferfiltrat durch das Rheinwasser gekennzeichnet ist.

Die chemischen Analysen der C-Pegelreihe und der Pegel 12 und 13 [Alluv. GW] weisen darauf hin, dass sich landseitiges Grundwasser mit Oberflächenwasser mischte. Die Temperaturen dieser Pegelproben passten sich den Jahresdurchschnittstemperaturen der Luft an und ihre jahreszeitlichen Schwankungen sanken gegenüber denen des [Hyporheals] drastisch ab. Weiterhin lagen die Werte von DOC, SAK_{254nm} und AOX auf einem niedrigeren Niveau als im [Hyporheal]. Dagegen stieg die elektrische Leitfähigkeit an, was ein typischer Hinweis auf landseitiges Wasser ist (BAKALOWICZ 1994; BARTH 2000; SCHIRMER et al. 2007). Die geringfügigen Zunahmen von gelöstem Eisen und Mangan in Pegel C1 (Tab. A1) sprechen für kurzfristig anoxische Bedingungen in den tiefer gelegenen Bereichen des Aquifers. Die erhöhten Sulfat- und Borkonzentrationen wiederum deuten auf eine schwache anthropogene Belastung des [Alluv. GW] hin (VENGOSH et al. 1994; BARTH 1998; BENDER et al. 2005).

Dieser Trend verstärkt sich noch bei Betrachtung der Pegel 14 und 80 [landseitiges GW]. Ihre erhöhten elektrischen Leitfähigkeits-, Bor- und Sulfatwerte zeigen urbanes, landseitiges Grundwasser an (BAKALOWICZ 1994, BARTH 2000, SCHIRMER et al. 2007). Auch die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen des [landseitigen GW], die sich u. a. durch die Biodegradation des organischen Materials ergaben (HUNKELER et al. 2006, MÖSSLACHER 1998), weisen auf die Herkunft des Wassers hin. Folge der niedrigen Sauerstoffwerte waren zeitweilige reduzierende Verhältnisse im Grundwasserleiter, die auch durch eine Erhöhung der gelösten Ammonium-, Eisen- und Mangankonzentrationen angezeigt wurden.

Es bleibt festzuhalten, dass mit Hilfe der Hydrochemie, wie erwartet, die Herkunft des Wassers im Aquifer erklärt werden konnte. So ist es möglich das landseitige Grundwasser vom Uferfiltrat und vom Oberflächenwasser des Rheins deutlich zu trennen. Zusätzlich konnte alluviales Grundwasser mit erhöhter Beeinflussung durch Oberflächenwasser ermittelt werden. Die Pegelreihen A und B konnten durch die hydrochemische Analyse allerdings nicht genauer unterschieden werden.

5.1.2 Physikochemische Analyse der Pegelreihen A, B und C

Die Auswertung der drei Pegelreihen A, B und C über den Zeitraum eines Jahres (Februar 2005 - Januar 2006) ergeben ein ähnliches Bild wie die Ergebnisse aller Pegel. Abgesehen vom Rhein [**OW Rhein**] wird das Untersuchungsgebiet durch die Brunnengalerie in zwei Zonen unterteilt. Die Pegelreihen A und B [**Hyporheal**] waren vor allem durch das Uferfiltrat des Rheins charakterisiert und wiesen im Vergleich zur Pegelreihe C [**Alluv. GW**] eine unterschiedliche hydrochemische Charakteristik auf.

Diese Unterschiede entsprechen denen, die schon bei der Analyse der Hydrochemie aller Pegel ausgearbeitet wurden. So nahmen aufgrund der mikrobiellen Aktivität die Sauerstoff-, DOC-, SAK₂₅₄- und AOX-Werte vom [OW Rhein] über das [Hyporheal] zum [Alluv. GW] deutlich ab. Die C-Pegel wiederum waren durch alluviales Grundwasser geprägt, was an den höheren Leitfähigkeits-, Sulfat- und Borwerten zu erkennen ist. Wegen dieser höheren Konzentrationen zeigt sich ein auch ein stärkerer Einfluss von landseitigem, urbanem Grundwasser.

Abweichungen bei der Hydrochemie zwischen den Pegelreihen A und B waren hingegen auch im gesamten Jahresverlauf kaum zu erkennen. Dies gilt erneut auch für die organischen Parameter, die nur noch eine schwache Reduzierung während der Fließstrecke von den A- zu den B-Pegeln erfuhren. Auch in diesem Fall ist ersichtlich,

dass die Konzentrationsverminderungen der chemischen Parameter vom Rhein zu den Pumpbrunnen bereits zu Beginn der Filterstrecke weitgehend abgeschlossen waren. Das Hochwasser des Rheins zu Beginn der Untersuchung im Februar 2005 sorgte im [OW Rhein] und abgeschwächt auch in den A-Pegeln für höhere Konzentrationen von Eisen, Nitrit, DOC, SAK_{254nm} und AOX, die beim zweiten Beprobungsdatum im März 2005 weitgehend wieder verschwunden waren. Typische Ganglinien im Jahresverlauf zeigten [OW Rhein] und die vom Rhein beeinflusste Gruppe [Hyporheal]. So nahmen die Temperaturen im Sommer aufgrund der erhöhten Lufttemperaturen entsprechend zu und im Winter wieder ab. Demgemäß sanken die Sauerstoffwerte im Wasser des Rheins und des [Hyporheals] im Sommer 2005 ab und nahmen im Herbst wieder zu. Da wärmeres Wasser schneller sauerstoffgesättigt ist und die sauerstoffzehrende Biodegradation bei höheren Temperaturen zunimmt, sinkt der Sauerstoffgehalt im Sommer ab. Ähnliche Entwicklungen zeigten die Chlorid- und Nitratgehalte. Die Chloridzunahme im Winter war Folge des Streusalzeinsatzes (VON GUNTEN et al. 1994), die erhöhten Nitratkonzentrationen waren durch die fehlende Vegetation bedingt, welche im Sommer Nitrat und Wasser im Boden verbraucht und somit nicht den Vorflutern bzw. dem Grundwasser zugeführt wurden (NIEDER 1985).

Die physikochemische Analyse des Rheins sowie der drei Pegelreihen A, B und C verdeutlicht, dass die Pegelreihen A und B zwischen Rhein und den Pumpbrunnen während des gesamten Zeitraumes eindeutig vom Rheinwasser geprägt waren. Aufgrund des stetigen hydraulischen Gradienten vom Rhein zu den Pumpbrunnen überrascht dies nicht. Da die mikrobiellen Abbauprozesse vor allem zu Beginn der Infiltration stattfinden (HOEHN et al. 1983; SCHWARZENBACH et al. 1983; GRISCHEK et al. 1995; DOUSSAN et al. 1998; HIEMSTRA et al. 2001; SCHUBERT 2002c, ECKERT & IRMSCHER 2006), veränderten sich die chemischen Parameter der A- und B-Pegelreihe nicht grundlegend. Die Proben der C-Pegel zeigen mit ihren abweichenden physikochemischen Charakteristika, dass sie vom alluvialen Grundwasser geprägt

waren. Innerhalb der C-Pegelreihe unterschied sich die Hydrochemie des Pegels C1 von den anderen beiden Pegeln teilweise recht deutlich. So fanden sich zum einen erhöhte DOC-, SAK_{254nm^-} , AOX- und Chloridwerte, was für einen verstärkten Oberflächenwasserkontakt sprechen würde, zum anderen waren aber die Sauerstoffwerte gegenüber den Pegeln C2 und C3 geringer. Die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Pegel C1 mit teilweise reduzierenden Verhältnissen erklären zumindest die teilweise erhöhten Manganwerte (Manganreduktion) (BOURG & BERTIN 1993; GOUNOT 1994) und die geringeren Nitratkonzentrationen (Denitrifikation) (DOUSSAN et al. 1997; GRISCHEK et al. 2001).

5.2 Räumliche Analyse der Fauna

Anhand der faunistischen Analyse konnten fünf ökologische Gruppen unterschieden werden: (I) Das Hyporheal der Pegelreihe A [**Hyporheal 1**], (II) das Hyporheal der Pegelreihe B [**Hyporheal 2**], (III) das alluviale Grundwasser der Pegelreihe C unter Einfluss der Pumpen [**Alluv. GW Pumpe**], (IV) das alluviale Grundwasser der Pegel 12, 13, 15 [**Alluv. GW**] und (V) das landseitige Grundwasser der Pegel 11, 14 und 80 [**landseitiges GW**].

Die Gruppe [Hyporheal 1] wurde neben stygobionten Arten auch durch stygoxene bzw. euryöke Spezies charakterisiert. Das Vorkommen von euryöken Arten, welche vorrangig Oberflächengewässer oder das hyporheische Interstitial besiedeln (*Eucyclops serrulatus*, *Acanthocyclops robustus* (Crustacea, Copepoda) und *Pseudocandona pratensis* (Crustacea, Ostracoda), war auf diese ökologische Gruppe beschränkt. Die Verlagerung der stygoxenen bzw. euryöken Arten in das [Hyporheal 1] kann durch den hydrologischen Gradienten vom Oberflächenwasser in den Aquifer erklärt werden (MARMONIER & DOLE 1986; PLÉNET et al. 1995; DANIELOPOL et al. 1997).

Häufig findet sich bei infiltrierenden Bedingungen ein hoher Anteil stygoxener Arten im Hyporheal bzw. im Grundwasserleiter, der entsprechende Anteil der stygobionten Arten ist reduziert (MARMONIER et al. 2000; WARD et al. 2000; BOULTON 2007). Aufgrund der stetigen Infiltration durch das Abpumpen des Uferfiltrates wäre sogar ein besonders hoher Anteil von stygoxenen Arten zu erwarten gewesen. Normalerweise steigen die Artenanzahl und Abundanzen stygoxener Arten unter infiltrierenden Bedingungen im Hyporheal an, während die Anteile stygobionter Arten bei Exfiltration zunehmen (DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992; WARD et al. 1998; CLARET et al. 1999; OLSEN & TOWNSEND 2003; BOULTON 2007). In den Proben des [Hyporheals 1] dominierten aber mit Ausnahme von Pegel A2 und trotz des Auftretens euryöker Spezies die stygobionten Arten (Abb. 60).

Widersprüchlich waren auch die geringeren Artenzahlen und Abundanzen des [Hyporheals 1] gegenüber denen des [Hyporheals 2] (Abb. 60). Dies gilt im Besonderen für den Pegel A2. Generell gilt, dass Abundanzen und Taxareichtum mit zunehmender Entfernung von einem Fließgewässer abnehmen (STANFORD & WARD 1988, 1993; DOLE-OLIVIER et al. 1993; BORK et al. 2009a). Ein entscheidender Grund für die geringeren Anteile stygoxener Arten und für die geringen Abundanzen in der Pegelreihe A war vermutlich die Kolmation des Ufers (Zone 1, Abb. 8), da sich ein hoher Anteil von fein partikulärem Material im Lückensystem des Hyporheals und alluvialer Grundwasserleiter nachteilig auf die Metazoen-Besiedlung auswirkt (HUSMANN 1964a; DANIELOPOL 1983; HAHN & FRIEDRICH 1999; MÖSSLACHER & WARD 1999). Außerdem hatte das Rheinwasser durch die Sohlenabdichtung keinen direkten Kontakt zu den A-Pegeln über das rechte Rheinufer. Stattdessen verlängern sich die Fließstrecke und die Fließzeit vom Flussbett des Rheins (Zone 2 und 3) zum [Hyporheal 1]. Auffällig ist Pegel A2, der gegenüber den Pegeln A1 und A3 deutlich geringere Abundanzen, Taxa- und Artenzahlen aufwies. Grund dafür könnte eine nochmals verstärkte Kolmation sein.

Mit zunehmender Entfernung vom Rhein fehlten epigäische Arten dann völlig. Bereits in der Pegelreihe B [Hyporheal 2] fand sich eine ökotonale Faunengemeinschaft mit den stygobionten Leitarten *Chappuisius singeri*, *Diacyclops languidoides*, *Graeteriella unisetigera* und *Bathynella freiburgensis*, die in ähnlicher Zusammensetzung bereits von HUSMANN (1964a, b) als typische flussbegleitende Hyporhealbiozönose für den Niederrhein charakterisiert wird. Nach seinen Untersuchungen am Niederrhein bei Krefeld (HUSMANN 1964a) und vergleichbaren Untersuchungen von HUSMANN (1956) an Leine und Oker sowie NOLL & STAMMER am Main (1953) ergeben sich flussbegleitende *Bathynella*-Biotope im hyporheischen Interstitial mit den Stammarten *Bathynella natans* (heute in verschiedene Arten aufgetrennt), *Diacyclops languidoides*, *Graeteriella unisetigera*, *Acanthocyclops venustus*, *Chappuisius singeri* und *C. inopinus*, mehrere *Parastenocaris*-Arten und *Troglochaetus beranecki*. *Chappuisius singeri* wurde ausschließlich in den B-Pegeln gefunden und auch die Abundanzen von *Graeteriella unisetigera* und *Bathynella freiburgensis* (Ausnahme Pegel 80) waren in allen anderen ökologischen Gruppen deutlich geringer.

Der ökotonale Charakter zeigt sich auch in den relativ hohen Taxa- und Individuenzahlen. Durch die Perkolatation des Rheinwassers sind Sauerstoff- und Nährstoffversorgung während des ganzen Jahres in ausreichenden Maßen für stygophile und stygobionte Arten vorhanden. Das Fehlen stygoxener Arten ist unter anderem wohl Folge der langen Fließstrecke des Uferfiltrates aufgrund der Kolmation. Gleichfalls kennzeichnend für die B-Pegelreihe war die Abnahme der Abundanzen und der Artenanzahl mit der Tiefe, wie es in vielen Studien bereits beobachtet wurde (BRETSCHKO 1991, 1992; CREUZÉ DES CHÂTTELIERS et al. 1992; POSPISIL 1994a; STRAYER 1994; DANIELOPOL et al. 1997; WARD & VOELZ 1997; DUMAS et al. 2001; HAHN 2005; FUCHS 2007).

Die Cluster-Analyse der Faunadaten von Februar 2005 bis Januar 2006 trennt die B-Pegelreihe deutlich von den A-Pegeln und gruppiert sie zu einer gemeinsamen übergeordneten Gruppe mit den C-Pegeln (Abb. 59). Entscheidend für diese

Anordnung waren die fehlenden euryöken Arten in den B- und C-Pegelreihen gegenüber der A-Pegelreihe. Die ANOSIM hingegen trennt die B- von der C-Pegelreihe eindeutig (Tab. 18) und weist auf Überlappungen zwischen den Faunengemeinschaften der A- und B-Pegelreihe hin. Die Trennung zur C-Pegelreihe ergibt sich aufgrund des ausschließlichen bzw. überwiegenden Auftretens von *Graeteriella unisetigera*, *Chappuisius singeri* und *Bathynella freiburgensis* in der B-Pegelreihe (Tab. 20). Die Ähnlichkeiten der Lebensgemeinschaften von A- und B-Pegeln erklären sich durch die gemeinsamen Funde von *Chappuisius singeri* und *Diacyclops languidus* (Tab. 17).

Der Einfluss der Brunnengalerie wird bei der ökologischen Gruppe [Alluv. GW (Pumpe)] deutlich. Die 18 m von der Pegelreihe C entfernten Pumpbrunnen wirkten sich entsprechend auf die Faunengemeinschaft aus und sorgten wahrscheinlich für eine Reduzierung der Artenanzahl durch die entstehende Drift. Zwar ist die Beeinflussung von Pumpen auf die Lebensgemeinschaften im Grundwasser bisher kaum untersucht worden (HUMPHREYS 2009), allerdings wurden bereits rasche Veränderungen in der Faunenzusammensetzung durch Abpumpen von Grundwasser festgestellt (BORK et al. 2009b). Auch ROUCH et al. (1993) haben starke Driftverluste von stygobionten Crustaceen durch Pumpen bis hin zum völligen Verschwinden von Arten nachgewiesen. Wahrscheinlich konnten aufgrund solcher Driftverluste fast nur noch *Diacyclops languidoides* in den C-Pegeln aufgefunden werden. Allerdings wurden in Pegel C3 trotz der geringen Individuenzahlen mit neun verschiedenen Taxa relativ viele Tiergruppen erfasst. Davon waren aber vier Taxa nur mit einem bzw. zwei Exemplaren vertreten.

Im Gegensatz zum [Hyporheal II] und gegenteilig zu anderen Untersuchungen (BRETSCHKO 1991, 1992; DANIELOPOL et al. 1997; DUMAS et al. 2001; FUCHS 2007) stiegen die Individuenzahlen in der Gruppe [Alluv. GW (Pumpe)] mit der Tiefe an. Die höchsten Abundanzen befanden sich im tiefsten Pegel C1. Dies ist vermutlich eine

Folge der nahe gelegenen Pumpbrunnen. Da der Absenkungstrichter der Entnahmekbrunnen höher liegt als der Sumpf des Pegels C1, dürfte sich der Pumpeffekt in diesem Pegel nicht mehr so stark auswirken.

Hingegen scheinen die drei Pegel 12, 13, 15 der Gruppe [Alluv. GW] aufgrund der größeren Entfernung zu den Pumpbrunnen nicht so deutlich von diesen beeinflusst zu werden. Sie wiesen eine gegenüber der C-Pegelreihe artenreichere Faunengemeinschaft auf. Leitart für die Gruppe [Alluv. GW] war *Niphargus kochianus*. Die Art wurde zwar noch in der C-Pegelreihe und im [landseitigem GW] vorgefunden, aber mit deutlich geringeren Individuenzahlen.

Überraschend ist die geringe Abundanz von *Diacyclops languidooides* in der [Alluv. GW]-Gruppe. Ein Indiz könnte u. a. das Massenaufreten von Nematoden in Pegel 15 sein. Crustacea und Nematoda treten häufig komplementär auf (GIERE 1993, MATZKE et al. 2005), da Cylcopoiden sich von Nematoden ernähren. Entsprechend gering waren die Abundanzen der Nematoden bei gleichzeitigem Auftreten von Cyclopoiden. Nematoden gelten allerdings als robuster gegenüber Verschmutzungen des Grundwassers (DANIELOPOL 1983). Zu Massenentwicklungen von Nematoden kann es nach HUSMANN (1978), DANIELOPOL (1983) und GIERE (1993) aufgrund einer Zunahme von organischen Belastungen kommen, die für die meisten Crustaceen nicht mehr toleriert werden. Da für diesen Pegel keine detaillierten chemischen Analysen durchgeführt wurden, können bezüglich der Menge an organischem Material aber keine Aussagen gemacht werden.

Das landseitige Grundwasser [landseitiges GW] zeigte sich naturgemäß dünn besiedelt (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Neben geringen Sauerstoffkonzentrationen war vermutlich auch ein knappes Nährstoffangebot dafür verantwortlich (POSPISIL 1994). Eine Ausnahme ist jedoch Pegel 80, der hinsichtlich seiner Lage (tief gelegener Geländepunkt nahe einer Unterführung) unter einem erhöhten Einfluss von

zufließendem Oberflächenwasser stehen dürfte. Die relativ hohen Individuenzahlen von *Bathynella freiburgensis* und Oligochaeten deuten auf einen solchen Einfluss von Oberflächenwasser hin. Die Syncaridenart *B. freiburgensis* war für das [landseitige GW] die Charakterart, kam aber auch verstärkt im [Hyporheal 2] vor.

Zwischen der Fauna und den physikochemischen Faktoren fanden sich bei dieser Untersuchung keine oder überwiegend nur schwache Korrelationen. Das entspricht auch den Ergebnissen anderer Autoren, wie u. a. HAKENKAMP et al. (1994), STRAYER (1994), PLÉNET et al. (1995), MÖSSLACHER (2000) und HAHN (1996, 2006a).

Überraschend ist die Tatsache, dass die Abundanzen der Beobachtungspegel A, B und C mit dem Sauerstoffgehalt negativ korreliert sind. In anderen Studien (DANIELOPOL et al. 1992, 1994; POSPISIL 1994a, b; PLÉNET et al. 1995; BRUNKE & GONSER 1999) wurden aufgrund des Eintrags von Sauerstoff und Nährstoffen durch Oberflächenwasser meist höhere Abundanzen in den oberflächenwassernahen Pegel gefunden. Da aber wegen der starken Kolmation des Ufers die A-Pegel relativ dünn besiedelt waren, die Sauerstoffwerte sich in den A- und C-Pegeln ähnelten und die B-Pegel wiederum die höchsten Abundanzen aber die geringsten O₂-Konzentrationen aufwiesen, ergibt sich die negative Korrelation.

Die negative Korrelation zwischen Taxaanzahl und Entfernung zum Rhein wurde hingegen erwartet, da die Diversität der Lebensgemeinschaften üblicherweise mit zunehmender Distanz zu den Oberflächengewässern sinkt (STANFORD & WARD 1988, 1993; DOLE-OLIVIER et al. 1993; BORK et al. 2009a). Die Pumpbrunnen, welche sich auf die Taxaanzahl in der C-Pegelreihe vermutlich negativ auswirkten, verstärkten noch diesen Effekt. So waren die C-Pegel artenarm, die A-Pegel wegen des Auftretens sowohl stygobionter als auch euryöker Arten relativ taxareich.

Weitere negative Korrelationen zeigen sich zwischen der Taxaanzahl bzw. dem Anteil stygobionter Arten und den physikochemischen Parametern elektrische Leitfähigkeit, Bor und Sulfat. Dies sind aber keine direkten Wechselbeziehungen, vielmehr weist

landseitiges Grundwasser sowohl höhere Konzentrationen dieser chemischen Parameter als auch hohe Anteile stygobionter Arten auf. Ähnliches gilt für die negativ korrelierten Beziehungen zwischen DOC- und SAK-Gehalt und dem Anteil stygobionter Arten. Die höheren Gehalte an organischem Material waren Folge des stärkeren Einflusses von Oberflächenwasser auf die entsprechenden Pegel. Und durch die damit verbundene gute Nährstoff- und Sauerstoffversorgung stiegen die Anteile euryöker Arten an. Gleichzeitig sanken die DOC-Gehalte durch die mikrobiellen Abbauprozesse mit zunehmender Entfernung zum Rhein.

5.3 Grundwasser-Fauna-Index

Der GFI ist ein vorläufiger Index, der noch weiter untersucht und modifiziert werden muss (HAHN 2006a). So wird das Nahrungsangebot bisher nur semiquantitativ mittels Abschätzung des Detritus erfasst, und Größen wie die Sedimentstruktur werden noch nicht berücksichtigt. Untersuchungen von HAHN (2006a) in der Pfalz und von BORK et al. (2009a) am Nakdong-Fluss in Südkorea belegen aber bereits, dass über den GFI die Stärke des Oberflächenwassereinflusses auf die einzelnen Pegel angezeigt wird. Auch am Untersuchungsstandort nahm der Index mit zunehmender Entfernung zum Rhein und damit mit abnehmendem Oberflächenwassereinfluss deutlich ab (Abb. 52F, 53, 60F, 62).

Anhand des Index sind die Grenzen zwischen Hyporheal, alluvialem Grundwasser und dem landseitigen Grundwasser deutlich zu erkennen.

Die Zone der A-Pegelreihe [Hyporheal 1] wies die höchsten GFI-Werte auf und konnte als einzige Gruppe Oberflächenfauna vorweisen. Aufgrund der Nähe zum Rhein ergab sich eine gute Nährstoffversorgung durch das Uferfiltrat und somit ein eu-alimones Biotop. Allerdings war die Individuendichte gegenüber dem [Hyporheal 2] geringer. Das gilt vor allem für den Pegel A2, der durch die Kolmation des Ufers am stärksten

betroffen zu sein scheint und wahrscheinlich nur einen begrenzten Lebensraum im Lückensystem des Aquifers für die Metazoen zuließ.

Die B-Pegelreihe [Hyporheal 2] mit ihrer individuenreichen ökotonalen Fauna besaß gleichfalls hohe GFI-Werte zwischen 7,3 bis 27,5 (Mittel: 18,07). Dies spiegelt sich auch in der Einordnung der Pegel in die drei Grundwasserbiotoptypen wider. Aufgrund der hohen Temperaturschwankungen und Detrituswerte wurden die B-Pegel gleichfalls dem eu-alimonen Biotoptyp zugeordnet. Trotzdem konnten keine epigäischen Arten erfasst werden. Dies dürfte, wie schon erwähnt, Folge der Uferkolmation und der langen Filterstrecke sein, so dass die Pegelreihe zwar noch deutlich vom Rheinwasser beeinflusst wurde, aber aufgrund der Passage vom Flussbett bis zum Pegel keine Oberflächenarten mehr vorhanden waren.

Die gegenüber der Gruppen [Hyporheal I] und [Hyporheal II] deutlich niedrigeren GFI-Werte der alluvialen Gruppen [Alluv. GW (Pumpe)] und [Alluv. GW] zeigen, dass der Einfluss des Rheins kaum noch gegeben war. Der GFI lässt im Gegensatz zur faunistischen Auswertung keine signifikante Unterscheidung der beiden alluvialen Gruppen zu. Obwohl die Fauna auf unterschiedliche hydrologische Verhältnisse hinwies, waren diese nicht über den GFI zu erfassen, da die Intensität der Oberflächenwasserinfiltration in beiden Gruppen vergleichbar gering zu sein schien.

Die Gruppe V [landseitiges GW] besaß die niedrigsten GFI-Werte. Ausnahme war allerdings auch hier der Pegel 80, dessen erhöhter mittlerer GFI von 5,82 den bereits durch die Fauna angezeigten Oberflächenwassereinfluss bestätigte und durch die Lage des Pegels erklärt wird.

Dies spiegelt sich auch in der Alimonie wider. Während die Pegel 11 und 14 oligo-alimon eingestuft wurden und damit die Vulnerabilität gering sein dürfte, wurde Pegel

80 als meso-alimon bewertet und scheint damit stärker durch Oberflächenwasser beeinflusst zu werden.

Das Ziel bei der Entwicklung des GFI war es, einen Rechenmodus zu finden, der mit der Fauna korreliert bzw. mit dem Vorhersagen über die Zusammensetzung der Fauna gemacht werden können (HAHN 2006a). Der Index zeigte sich in den bisherigen Untersuchungen unabhängig von regionalen Besonderheiten (HAHN & FUCHS 2005; BORK et al 2009) und erklärte von allen abiotischen Daten die Abundanzen, Taxazahlen und die Struktur der Grundwassergemeinschaften am besten (HAHN 2006a; BORK et al. 2009a).

Auch bei der Untersuchung der Uferfiltrationsanlage konnte mit Hilfe der Diskriminanzanalyse der GFI sowohl für alle untersuchten Pegel als auch bei der genaueren Betrachtung der Pegelreihen A, B und C als der wichtigste Faktor aller physikochemischen Parameter ermittelt werden, der die faunistischen Gruppen am stärksten beeinflusst.

Die erwarteten Korrelationen zwischen dem GFI und den Abundanzen sowie dem Taxareichtum, wie sie bei den Untersuchungen von HAHN (2006a) und BORK et al. (2009a) auftraten, fanden sich nicht. Ein wichtiger Grund dafür dürfte das stark kolmatierte Ufer des Rheins sein, welches eine Besiedlung von stygoxenen Arten im [Hyporheal 1] und [Hyporheal 2] deutlich erschwerte. Die A-Pegelreihe war durch die stetige Infiltration und die damit verbundenen Uferabdichtung ein „gestörter“ Lebensraum. Ähnliches gilt für die C-Pegelreihe [Alluv. GW (Pumpe)], deren Besiedlung durch den stetigen Absenkungstrichter der Pumpen entsprechend ausgedünnt war. Dadurch ergaben sich Abweichungen von den natürlichen Besiedlungsverhältnissen entlang des Oberflächenwasser-Grundwasser-Gradienten und damit auch keine deutlichen Korrelationen. Da aber euryöke Arten nur im

[Hyporheal 1] vorgefunden wurden, korreliert der GFI negativ mit dem Anteil stygobionter Arten.

Die Korrelationen zwischen dem GFI und dem DOC bzw. dem SAK_{254nm} und der elektrischen Leitfähigkeit entsprechen ebenfalls den Erwartungen. Hohe Mengen an organischem Material in einem Aquifer deuten auf starken Oberflächenwassereinfluss hin und damit ist auch der GFI hoch. Und höhere elektrische Leitfähigkeitswerte charakterisieren älteres, vom Oberflächenwasser nur schwach beeinflusstes landseitiges Grundwasser, dementsprechend niedrig ist der GFI.

Anhand der Ergebnisse ist ersichtlich, dass der GFI nicht nur die unterschiedliche Einflussstärke von Oberflächenwasser auf das Grundwasser anzeigt, sondern auch die Verteilung der Fauna von allen abiotischen Parametern am besten erklärt.

Bei einer Weiterentwicklung des GFI sollte allerdings eine Quantifizierung des organischen Materials und das Lückensystem berücksichtigt werden, da beide Faktoren einen wesentlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften besitzen (BRUNKE & GONSER 1999; HAHN 2006a; HUMPHREYS 2009).

5.4 Zeitliche Analyse der Fauna

Bei Änderungen der hydraulischen Konnektivität zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser und der dadurch bedingten hydrologischen Verhältnisse verändern sich auch die Lebensgemeinschaften der Meiofauna im Hyporheal und Grundwasser (BRETSCHKO 1991, 1992; DOLE-OLIVIER et al. 1994; PLÉNET & GIBERT 1995; HAHN & FRIEDRICH 1999).

Solche Veränderungen innerhalb der Lebensgemeinschaften konnten während des Untersuchungszeitraumes aber kaum festgestellt werden. Das Hochwasser des Rheins zu Beginn der Untersuchung im Februar 2005 beeinflusste die Zusammensetzung der

Faunengemeinschaften nur in geringem Maße. Allerdings wurden die niedrigsten Abundanzen aller A- und B-Pegel in den Proben vom Februar 2005 erfasst. Nach DOLE-OLIVIER et al. (1994) bewirkt eine Flut durch Auswaschungsprozesse eine Reduktion der Abundanzen im Interstitial. Da vor dem Hochwasser keine Proben genommen wurden und sich auch ein saisonaler Trend der Abundanzen mit einem Maximum im Sommer in den A- und B-Pegeln zeigte, kann nicht definitiv geklärt werden, ob das Hochwasser die Individuenzahlen tatsächlich beeinflusst hat. Normalerweise werden Effekte der Flut auf die Zusammensetzung und Abundanzen der Arten im hyporheischen Interstitial gut widergespiegelt (DOLE-OLIVIER et al. 1994). Neben einer Reduktion der Individuenzahlen nimmt dabei auch die Anzahl der Arten ab. Nach dem Hochwasser kommt es dann durch eine Wiedereinwanderung und aufgrund der Zunahme an Nährstoffen und Sauerstoff zu einem Anstieg der Abundanzen epigäischer Arten. Im weiteren zeitlichen Verlauf, bei weiterer Abnahme des hydrologischen Austausches, verschlechtern sich die Lebensbedingungen wieder für die oberirdischen Arten. Deren Anteil sinkt und der Anteil stygophiler bzw. stygobionter Arten steigt erneut an (DOLE-OLIVIER et al. 1994).

BORK et al. (2009a) und HANCOCK (2006) konnten diese zeitlichen Abläufe bei ähnlichen Untersuchungen am Nakdong-Fluss in Korea bzw. am Hunte-Fluss in Australien entsprechend nachweisen. Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften im Hyporheal und im oberflächenwasserbeeinflussten Grundwasser ändert sich schnell bei hydrologischen Veränderungen, wie z. B. Flutereignissen, und nähert sich nach Abnahme des Hochwassers wieder dem Zustand vor der Flut an. Vermutlich sind mehrere Gründe dafür verantwortlich, dass diese zeitlichen Muster im Düsseldorfer Untersuchungsgebiet nicht festgestellt wurden. Zum einen sorgte der stetige künstliche Gradient vom Rhein zu den Pumpbrunnen für relativ konstante infiltrierende Bedingungen auch bei niedrigen Rheinwasserständen. Ein Wechsel zwischen infiltrierenden und exfiltrierenden Zuständen war daher zwischen Rhein und der Brunnengalerie weitgehend ausgeschlossen. Zum anderen bewirkte die starke

Kolmation des rechten Rheinufer (Zone 1, Abb. 8), dass Kurzschlüsse zwischen Ufer und Pegelreihe A weitgehend unterbunden blieben. Die unterirdische Fließstrecke des Rheinfiltrates von der Mitte des Flussbettes bis zu den A-Pegeln war folglich relativ lang und epigäische Arten wurden nur im begrenzten Rahmen bis zu den A-Pegeln transportiert.

Eine Zunahme der Abundanzen im oberflächennahen Aquifer während der Sommermonate, die in den Pegelreihen A und B und eingeschränkt auch für Pegelreihe C festgestellt wurde, konnten unter anderem auch STRAYER 1988, STRAYER & BANNON-O'CONNELL (1988) und HAKENKAMP et al. (1994) in ihren Untersuchungen beobachten. Nach HAKENKAMP et al. (1994) könnte die Temperaturerhöhung eine Zunahme der Stoffwechselaktivität und der Reproduktionsraten verursachen. Da aber *Diacyclops languidoides* und *Graeteriella unisetigera* typische stygobionte Grundwasserbewohner sind und an kühle Temperaturen unbeeinflusster Grundwässer angepasst sind, dürfte die saisonale Zunahme im Sommer nicht direkte Folge der erhöhten Temperaturen sein. Ein entscheidender Faktor könnte vielmehr der geringe Sauerstoffgehalt im Sommer sein. Die Untersuchungsergebnisse des Lockergesteinsaquifers der Lobau bei Wien von DANIELOPOL et al. (1994), POSPISIL (1994a, b) und MÖSSLACHER (1994) konnten deutliche Korrelationen zwischen Abundanzen der Grundwassertiere und dem Sauerstoffgehalt ermitteln. Die geringsten Individuenzahlen fanden sich dort aufgrund von hypoxischen Bedingungen im Spätsommer.

Dies steht im Widerspruch zu den Ergebnissen dieser Studie. Zwar sinken auch in den A-, B- und C-Pegelreihen die Sauerstoffgehalte im Sommer, hypoxische Verhältnisse herrschten aber nur für eine kurze Zeit vor. Das gilt allerdings nur für die Pegel selbst. Die Zunahme der Abundanzen im Sommer in den Pegeln könnte nämlich Folge eine Abnahme der Sauerstoffgehalte im tiefer gelegenen Aquifer sein, so dass die Individuen die hypoxischen oder anoxischen Bereiche aktiv verlassen und in die sauerstoffreicheren, flacheren Pegel einwandern, wie es auch von POSPISIL (1994b) festgestellt wurde. Wenn im Herbst die Sauerstoffgehalte auch im umgebenden

tieferen Aquifer erneut ansteigen, kann eine Wiederbesiedlung dieser Bereiche erfolgen (POSPISIL 1994b). Die in Abb. 66 dargestellten zeitlichen Veränderungen der Besiedlungsstruktur des Pegels B1 zeigen sowohl die Abundanzzunahmen der Cyclopoiden im Sommer als auch den Anstieg der Individuenzahlen von Oligochaeten im Herbst. Ob die Abnahme der Oligochaeten im Sommer Folge einer interspezifischen Konkurrenz zwischen Cyclopoida und Oligochaeta war, kann aufgrund fehlender Studien und der insgesamt geringen Abundanzen der Oligochaeten nicht geklärt werden.

5.5 Vergleich der hydrochemischen und faunistischen Analyse

Vergleicht man die Aussagekraft der physikochemischen und faunistischen Ergebnisse hinsichtlich der Frage, welche Methode bessere Ergebnisse bezüglich der Interaktionen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser liefert, so zeigt sich, dass sowohl die Faunengemeinschaften als auch die Wasserchemie die Hydrologie des Standortes und die Herkunft des Wassers wiedergeben. Allerdings kann die hydrologische Situation mithilfe der faunistischen Analyse differenzierter aufgezeigt werden.

Durch die hydrochemischen Analysen war es möglich, Uferfiltrat, alluviales Grundwasser und landseitiges Grundwasser zu unterscheiden und räumlich zu trennen.

Die Fauna wiederum spiegelte zusätzlich die hydrologischen und hydrodynamischen Prozesse im Untergrund wider, wie sie auch von u. a. WILLIAMS (1989), BRETSCHKO (1991), DOLE-OLIVIER & MARMONIER (1992), PLÉNET et al. (1995); DUMAS et al. (2001), HAHN & FRIEDRICH (1999), MALARD et al. (2003) und FUCHS (2007) beschrieben wurden. Ein Vergleich der Fauna-MDS aller Pegel mit der geographischen Lage der Pegel im Gelände (Abb. 50) zeigt, dass die Fauna die räumlichen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet sehr gut wiedergab. Auch die Gegenüberstellung von Chemie-

PCA und Fauna-MDS belegt, dass die Fauna im Gegensatz zur Hydrochemie die Pegelreihen A und B voneinander trennen kann und dass sie gestörte Standorte, wie etwa die C-Pegelreihe, gesondert aufzeigt. Es lässt sich folglich festhalten, dass mithilfe der Wasserchemie die Herkunft des Grundwassers ermittelt werden kann (Uferfiltrat, landseitiges Grundwasser), mit der räumlichen Verteilung der Fauna im Untergrund indessen die hydrologischen Verhältnisse als Ganzes. Das bedeutet, dass nicht nur die Herkunft des Grundwassers mittels der Fauna abgeleitet werden kann, sondern v. a. auch der Einfluss des Oberflächenwassers auf das Grundwasser, wie bereits Studien von MALARD et al. (1994, 1996), HAHN (2006a) und BORK et al. (2009a) dargestellt haben. Zusätzlich konnten die Zoozönosen anthropogene Störungen wie eine verstärkte Kolmation bzw. die Effekte der Wasserentnahme durch die Brunnen anzeigen. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass andere, in dieser Studie nicht gemessene chemische Parameter möglicherweise zu vergleichbaren Ergebnissen führen könnten.

Die Meiofauna im Grundwasserleiter der Uferfiltrationsanlage eignet sich folglich als Indikator für hydrologische Verhältnisse, etwa von Oberflächenwasser-Grundwasser-Wechselwirkungen und ist als Ergänzung zur hydrochemischen Analyse zu empfehlen.

5.6 Eignet sich die Fauna zur Vulnerabilitätsabschätzung?

Bei der Vulnerabilität von Grundwasser werden zwei Formen unterschieden, zum einen die intrinsische, zum anderen die spezifische Vulnerabilität. Beim zweiten Fall wird die Verletzlichkeit des Grundwassers gegenüber bestimmten Kontaminanten untersucht. Die intrinsische Vulnerabilität bedeutet hingegen die Verletzlichkeit des Grundwassers gegenüber Schadstoffen, unabhängig von spezifischen Kontaminanten.

Ein faunistisches Monitoring gegenüber spezifischen Schadstoffen ist beim jetzigen Stand der Forschung nicht möglich, da entsprechende Studien bisher nur

unzureichend vorhanden sind (HAHN & FRIEDRICH 1999; MÖSSLACHER & NOTENBOOM 1999; MÖSSLACHER 2000, 2003). Daher ist die Grundwasserfauna momentan für die Ermittlung der spezifischen Vulnerabilität noch ungeeignet.

Für Programme zum Grundwassermonitoring und Grundwasserschutz und zur Abschätzung der intrinsischen Vulnerabilität ergeben sich aber Anwendungsmöglichkeiten (MALARD et al. 1996; TOMLINSON et al. 2007; HUMPHREYS 2009).

Die Bewertung der intrinsischen Vulnerabilität des Grundwassers kann nicht direkt im Gelände gemessen werden (GOGU & DASSARGUES 2000), sondern wird durch eine Vielzahl verschiedener Methoden geschätzt (GEMITZI et al. 2006). Unter anderem werden Indexmethoden benutzt, bei denen mit Hilfe von thematischen Karten bodenkundliche, geologische, hydrologische und hydrogeologische Daten gewonnen und diese zu Indexwerten berechnet werden (GOGU & DASSARGUES 2000; MAGIERA 2000). Eine entscheidende Bedeutung bei der Abschätzung der intrinsischen Grundwasservulnerabilität haben dabei die hydrologischen Faktoren, insbesondere die Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser. Dies gilt im Besonderen auch für Uferfiltrations- oder Grundwassergewinnungsanlagen (LIM et al. 2005). Mehrere Studien (HAHN 2006a, SCHMIDT et al. 2007, BORK et al. 2009a) und auch die vorliegende Arbeit konnten darlegen, dass die Fauna und der GFI einen wichtigen Beitrag zur Klärung der hydrologischen Verhältnisse liefern und somit auch ein Potential für die Berücksichtigung in Vulnerabilitätsabschätzungsverfahren aufweisen. Aufgrund der Heterogenität der faunistischen Besiedlung im Grundwasser bieten sich vorerst aber nur Möglichkeiten der Einbindung für kleinräumige Areale, wie etwa in Bereichen von Trinkwassergewinnungsanlagen (DANIELOPOL et al. 2008). Somit wäre das Einbeziehen von faunistischen Untersuchungen des Hyporheals und Grundwassers in ein Verfahren zur intrinsischen Vulnerabilitätsabschätzung vorstellbar und sollte in entsprechenden Studien überprüft werden.

6 Zusammenfassung

In dieser Studie sollte hinsichtlich der Entwicklung eines faunistisch begründeten Monitoringkonzeptes für hydrologische Interaktionen untersucht werden, inwieweit die Meiofauna in Hyporheal und Grundwasser in der Lage ist, Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen zu reflektieren und die hydrologischen Verhältnisse einer Uferfiltrationsanlage aufzuzeigen. Dafür wurden hydrochemische und faunistische Analysen bezüglich ihrer Aussagekraft miteinander verglichen. Außerdem wurde die Anwendbarkeit des Grundwasser-Fauna-Index (GFI) zur Beurteilung der Stärke des Oberflächenwassereinflusses auf unterirdisches Wasser nach HAHN (2006a) überprüft.

Für die Untersuchung wurde die Uferfiltrationsanlage Flehe der Stadtwerke Düsseldorf ausgewählt, auf deren Gelände 70 vertikale Entnahmebrunnen über eine Strecke von 1,4 km eine Brunnengalerie bilden, die im Jahr insgesamt 11 Mio. m³ Wasser fördert.

Am Untersuchungsstandort wurden 15 Observationspegel faunistisch und hydrochemisch beprobt. Je drei Messstellen mit unterschiedlichen Tiefen waren in den drei Pegelreihen A, B, C angeordnet, wobei die Pegelreihen A und B zwischen Rhein und Brunnengalerie und die C-Pegel hinter den Pumpbrunnen lagen.

Die Beprobung dieser Pegel erfolgte in der Zeit von Februar 2005 bis Januar 2006 monatlich einmal. Sechs zusätzliche Pegel mit unterschiedlichen Entfernungen zum Rhein wurden über ein halbes Jahr (März - August 2005) monatlich je einmal faunistisch beprobt und von April – August 2005 auch physikochemisch untersucht.

Die physikochemische Untersuchung ergab eine Aufteilung des Untersuchungsgebietes in vier Zonen. Neben dem Oberflächenwasser des Rheins [OW Rhein] konnten das Uferfiltrationswasser zwischen Rhein und den Entnahmebrunnen [Hyporheal], alluviales Grundwasser hinter der Brunnengalerie [Alluv. GW] und bei größerer Entfernung zum Rhein landseitiges Grundwasser [landseitiges GW] differenziert werden. Dabei wies der Rhein die typische Charakteristik eines Fließgewässers auf, gekennzeichnet durch eine große Temperaturamplitude mit einem Sommermaximum, hohen Sauerstoffkonzentrationen mit einem Wintermaximum und erhöhten AOX-, DOC- und SAK_{254nm}-Werten. Am Uferfiltrat der Gruppe [Hyporheal] wurde die Wirksamkeit der mikrobiellen Abbauprozesse während der Uferfiltration mit deutlichen Reduzierungen der DOC- und SAK- und Sauerstoffkonzentrationen ersichtlich. Die Gruppe [Alluv. GW] und verstärkt das [landseitige GW] waren durch

eine höhere elektrische Leitfähigkeit und erhöhten Bor- und Sulfatkonzentrationen sowie z. T. geringen Sauerstoffgehalten gekennzeichnet.

Anhand dieser hydrochemischen Differenzen konnte die unterschiedliche Herkunft des Wassers im Untersuchungsgebiet ermittelt werden

Die faunistischen Untersuchungen zeigten ein differenzierteres Bild von den hydrologischen Verhältnissen als die Hydrochemie. Insgesamt konnten fünf ökologische Gruppen ermittelt werden. Die Gruppe [Hyporheal 1] der A-Pegelreihe wies als einzige euryöke Arten auf, welche einen hohen Oberflächenwassereinfluss anzeigen. Im [Hyporheal 2] der B-Pegelreihe konnte eine artenreiche ökotonale Fauna nachgewiesen werden, während die Proben des alluvialen Grundwassers der C-Pegelreihe [Alluv. GW (Pumpe)] den Einfluss der Entnahmebrunnen reflektierten. In den Pegeln des alluvialen Grundwassers [Alluv. GW] wurde aufgrund der geringeren Beeinflussung der Pumpen wiederum eine artenreichere Zoozönose vorgefunden. Das [landseitige GW] wies schließlich eine arten- und abundanzarme Fauna auf, die charakteristisch ist für Grundwasser mit geringem Oberflächenwassereinfluss.

Folglich konnte die Fauna nicht nur die Herkunft des Grundwassers anzeigen, sondern auch den Einfluss und die Intensität des Oberflächenwassers auf das Grundwasser sowie anthropogene Störungen wie eine verstärkte Kolmation bzw. die Effekte der Wasserentnahme durch die Brunnen.

Die Meiofauna im Grundwasserleiter der Uferfiltrationsanlage dürfte somit als Indikator für hydrologische Verhältnisse, etwa von Oberflächenwasser-Grundwasser-Wechselwirkungen, gut geeignet sein.

Zeitlich bedingte Veränderungen in den Zoozönosen konnten aber kaum festgestellt werden. Gründe hierfür waren die stetigen infiltrierenden Bedingungen aufgrund der Entnahmebrunnen und eine starke Kolmation des Ufers, die auch bei kleineren Hochwässern erhalten bleiben kann.

Der Grundwasser-Fauna-Index konnte als der wichtigste Faktor aller physikochemischen Parameter ermittelt werden, der die faunistischen Gruppen am stärksten beeinflusst. Außerdem war der GFI in der Lage, die Auswirkung und Intensität des Einflusses von Oberflächenwasser auf die einzelnen Probestandorte anzuzeigen.

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Grundwasserfauna und der GFI viel versprechende Methoden zur Bewertung der hydrologischen Verhältnisse, insbesondere des Einflusses von Oberflächenwasser auf das Grundwasser sind. Daher sind sie als Ergänzung zur hydrochemischen Analyse zu empfehlen und können auch einen wichtigen Beitrag für die Vulnerabilitätsabschätzung leisten.

Literaturverzeichnis

- ASPLUND, G.; GRIMVALL, A. & C. PETTERSSON (1989): Naturally produced adsorbable organic halogens (AOX) in humic substances from soil and water. – *Sci. Total Environ.* **81-82**: 239-248; Amsterdam
- BAKALOWICZ, M. (1994): Water Geochemistry: Water Quality and Dynamics. - In: GIBERT, J.; DANIELOPOL, D.L. & J. A. STANFORD (eds.): *Groundwater Ecology*: 97-127; New York
- BAKER, M. A.; VALETT, H. M. & C. N. DAHM (2000a): Organic carbon supply and metabolism in a shallow groundwater ecosystem. – *Ecology* **81**: 3133-3148; Washington D.C.
- BAKER, M. A.; DAHM, C. N. & H. M. VALETT (2000b): Anoxia, anaerobic metabolism and biogeochemistry of the stream-water-groundwater interface. – In: JONES, J. B. & P. J. MULHOLLAND (eds.): *Streams and ground waters*: 259-283; San Diego
- BALKE, K. D. (1973): Geothermische und hydrogeologische Untersuchungen in der südlichen Niederrheinischen Bucht. – *Geol. Jb.* **C5**: 5-61
- BARTH, S. (1998): Application on boron isotopes for tracing sources of anthropogenic contamination in groundwater. – *Wat. Res.* **32**: 685-690
- BARTH, S.R. (2000): Geochemical and boron, oxygen and hydrogen isotopic constraints on the origin of salinity in groundwaters from the crystalline basement of the Alpine Foreland. - *Appl. Geochem.* **15**: 937-952
- BASTIAN, O. & K. F. SCHREIBER (1999): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Heidelberg
- BELZ, J. U.; BRAHMER, G.; BUIVELD, H.; ENGEL, H.; GRABHER, R.; HODEL, H.; KRAHE, P.; LAMMERSEN, R.; LARINA, M.; MENDEL, H. G.; MEUSER, A.; MÜLLER, G.; PLONKA, B.; PFISTER, L. & W. VAN VUUREN (2007): *Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert – Analyse, Veränderungen, Trends. (= Bericht 22 der KHR)*; Lelystad
- BENDER, S.; DORSCH, K.; VORNEHM, C. & S. WOHNLICH (2005): Auswirkungen der Landnutzung auf die Grundwasserqualität in Festgesteinsregionen Europas. – *Grundwasser* **10**: 3-13
- BERKHOFF, S. E.; BORK, J. & H. J. HAHN (2009): Grundwasserfauna als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage. – *Grundwasser* **14**: 3-20
- BOENIGK, W. (1990): Die pleistozänen Rheinterrassen und deren Bedeutung für die Gliederung des Eiszeitalters in Mitteleuropa. - In: LIEDTKE, H. (Hrsg.): *Eiszeitforschung*: 130-140; Darmstadt

- BOENIGK, W. (2002): The Pleistocene drainage pattern in the Lower Rhine Basin. – *Neth. J. Geosci.* **81**: 201-209
- BOLSENKÖTTER, H. & G. SIEBERT (1968): Die Hydrogeologie der nördlichen Niederrheinischen Bucht. – *GWF (Wasser – Abwasser)* **327**: 643-648
- BORK, J.; BERKHOFF, S.E.; BORK, S. & H. J. HAHN (2009a): Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater-surface water interactions in the Nakdong River, South Korea. - *Hydrogeol. J.* **17**: 61-75
- BORK, J.; BERKHOFF, S. E. & H. J. HAHN (2009b): Bioindikation im Grundwasser: Metazoen. – In: HUPFER, M.; CALMANO, W.; KLAPPER, H. & R. WILKEN (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie: Limnologische Grundlagen - Gewässerbelastungen - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie - Gewässerschutz – Bewertung* (in Druck)
- BÖRNIK, H.; GRISCHEK, T. & E. WORCH (2003): Elbehochwasser 2002: organische Spurenstoffe in Wasser- und Schlammproben im Raum Dresden. – In: GELLER, W.; OCKENFELD, K.; BÖHME, M. & M. VOIGT (Hrsg.): *Schadstoffbelastung in Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Auguthochwasser 2002: Ergebnisse und Forschungsbedarf. Tagungsband Statusseminar des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes 27.-29. August 2003, Freiberg: 28-32; Magdeburg*
- BOULTON, A. J. (2007): Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. – *Freshw. Biol.* **52**: 632-650
- BOULTON, A. J.; FINDLAY, S.; MARMONIER, P.; STANLEY, E. H. & H. M. VALETT (1998): The functional significance of the Hyporheic Zone in streams and rivers. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **29**: 59-81
- BOULTON, A. J.; DOLE-OLIVIER, M. J. & P. MARMONIER (2004): Effects of sampling volume and taxonomic resolution on assessment of hyporheic assemblage composition sampled using a Bou-Rouch pump. - *Arch. Hydrobiol.* **159**: 327-355
- BOURG, A. C. M. & C. BERTIN (1993): Biogeochemical Processes during the Infiltration of River Water into an Alluvial Aquifer. – *Environ. Sci. Technol.* **27**: 661-666
- BRAUCH, H. J.; MÜLLER, U. & W. KÜHN (2001): Experiences with riverbank filtration in Germany. *Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference; IAWR Rhein-Themen* **4**: 33-39
- BRAUN, F. J. (1966): Die geologische Geschichte der Landschaft und des Rheinstroms im unteren Niederrheingebiet. - *Niederrhein. Jb.* **9**: 7-16
- BRAUN, F. J. & H. W. QUITZOW (1961): Die erdgeschichtliche Entwicklung der niederrheinischen Landschaft. – *Niederrhein. Jb.* **5**: 11-21
- BRAUNE, W. & R. UHLEMANN (1968): Studien zum Einfluß der Temperatur auf Ammonifikation und Nitrifikation im Flußwasser. – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **53**: 453-468
- BRETSCHKO, G. (1991): Bed sediments, groundwater and stream limnology. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**: 1957-1960

- BRETSCHKO, G. (1992): Differentiation between epigeic and hypogeic fauna in gravel streams. - *Regulated Rivers* **7**: 17–22
- BRUNKE M. & T. GONSER (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. – *Freshw. Biol.* **37**: 1-33 (1997)
- BRUNKE, M. & T. GONSER (1999): Hyporheic invertebrates – the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* **18**: 344-362
- BRUNKE, M.; GONSER, T. & E. GRIEDER (1998): Influence of surface and subsurface flow on distributions of particulate organic matter and inorganic fine particles in perialpine stream sediments. – In: KOVAR, K.; TAPPEINER, U.; PETERS, N. E. & R. G. CRAIG (eds.): *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters. Proceedings of the HeadWater '98 Conference held at Meran/Merano, Italy, April 1998.* (= IAHS Publications **248**): 371-378
- BRUNKE, M.; HOEHN, E. & T. GONSER (2003): Patchiness of River-Groundwater Interactions within Two Floodplain Landscapes and Diversity of Aquatic Invertebrate Communities. – *Ecosystems* **6**: 707-722
- BRUNNACKER, K. (1980): *Exkursion I: Mittel- und Niederrhein.* – Tagung der Deutschen Quartärvereinigung 1980; Aachen
- BRUNNACKER, K.; BOENIGK, W.; DOLEZALEK, B.; KEMPF, E. K.; KOCI, A.; MENTZEN, H.; RAZI RAD, M. & K. P. WINTER (1978): Die Mittelterrassen am Niederrhein zwischen Köln und Mönchengladbach. - *Fortschr. Geol. Rheinl. Westf.* **28**: 277-324
- CANTER, L. W. (1996): *Nitrates in Groundwater.* Boca Raton
- CHAPELLE, F. H. & D. R. LOVLEY (1990): Rates of microbial metabolism in deep coastal plain aquifers. – *Appl. Environ. Microbiol.* **56**: 1865–1874; Baltimore
- CHAPMAN, M. G. & A. J. UNDERWOOD (1999): Ecological patterns in multivariate assemblages: information and interpretation of negative values in Anosim tests. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **180**: 257-265
- CHAPPUIS, P.A. (1927): *Die Tierwelt der Unterirdischen Gewässer.* (= *Die Binnengewässer* **3**); Stuttgart
- CHAPPUIS, P.A. (1940): Die Harpacticoiden des Grundwassers des unteren Maintales. – *Arch. Hydrobiol.* **36**: 286-305
- CHAPPUIS, P. A. (1948): Copépodes, Syncarides et Isopodes des eaux phréatiques de Suisse. - *Rev. Suisse Zool.* **55**: 549-566
- CLARET, C.; MARMONIER, P.; DOLE-OLIVIER, M. J.; CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M.; BOULTON, A. J. & E. CASTELLE (1999): A functional classification of interstitial invertebrates: Supplementing measures of biodiversity using species traits and habitat affinities. – *Arch. Hydrobiol.* **145**: 385-403
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY (2006): *Primer v6: User Manual / Tutorial.* Plymouth

- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK (2001): Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth
- CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M.; MARMONIER, P.; DOLE-OLIVIER, M. J. & E. CASTELLA (1992): Structure of interstitial assemblages in a regulated channel of the Rhine River (France). – *Regulates Rivers* **7**: 23-30
- CULVER, D.C. (1982): Cave life: evolution and ecology. Cambridge
- CULVER, D. C. & T. PIPAN (2007): What does the distribution of stygobiotic Copepoda (Crustacea) tell us about their age? – *Acta carsologica* **36**: 87-92
- CVETKOV, L. (1968): Un filet phreatobiologique. - *Bull. Inst. Zool. Mus. Acad. Bulgare. Sci.* **27**: 215-218
- DANIELOPOL, D. L. (1980): Sur la biologie de quelques Ostracodes Candoninae épigés et hypogés d'Europe. - *Bull. Mus. Natl. Hist. Nat., Ser.* **4**: 471-506
- DANIELOPOL, D. L. (1983): Der Einfluss organischer Verschmutzung auf das Grundwasser-Ökosystem der Donau im Raum Wien und Niederösterreich. - *Forschungsbericht Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz* **5**: 5-60; Wien
- DANIELOPOL, D. L. & P. POSPISIL (2001): Hidden biodiversity in the groundwater of the Danube Flood Plain National Park (Austria). – *Biodivers. Conserv.* **10**: 1711-1721
- DANIELOPOL, D. L.; DREHER, J.; GUNATILAKA, A.; KAISER, M.; NIEDERREITER, R.; POSPISIL, P.; CREUZÉ DES CHATELLIERS, M. & A. RICHTER (1992): Ecology of organisms living in a hypoxic groundwater environment at Vienna (Austria); methodological questions and preliminary results. - In: SIMON, J. & J. A. STANFORD (eds), *Proc. First Int. Conf. Ground-Water Ecology*. US EPA, AWRA, Washington, DC: 79–90
- DANIELOPOL, D. L.; CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M.; MÖSSLACHER, F.; POSPISIL, P. & R. POPA (1994): Adaptation of Crustacea to interstitial habitats: a practical agenda for ecological studies. - In: GILBERT, J.; DANIELOPOL, D. L. & J. A. STANFORD (eds.): *Groundwater Ecology*: 218-243; New York
- DANIELOPOL, D. L.; ROUCH, R.; POSPISIL, P.; TORREITER, P. & F. MÖSSLACHER (1997): Ecotonal animal assemblages; their interest for groundwater studies. - In: GIBERT, J.; MATHIEU, J. & F. FOURNIER (Hrsg.): *Groundwater / surface water ecotones*: 11-20; Cambridge
- DANIELOPOL, D. L.; GRIEBLER, C.; GUNATILAKA, A.; HAHN, H. J.; GIBERT, J.; MERMILLOD-BLONDIN, F.; MESSANA, G.; NOTENBOOM, J. & B. SKET (2008): Incorporation of Groundwater Ecology in Environmental Policy. – In: QUEVAUVILLER, P. (ed.): *Groundwater Science and Policy – An International Overview*: 671-689; Cambridge
- DATRY, T.; MALARD, F. & J. GIBERT (2005): Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. - *J. N. Am. Benthol. Soc.* **24**: 461-477

- DENECKE, E. (1997): Auswertung langzeitlicher Meßreihen zur aeroben Abbauleistung der Uferpassage einer Wassergewinnungsanlage am Niederrhein. – Acta hydrochim. Hydrobiol. **25**: 311-318
- DIETZ, F. (1975): Die Borkkonzentration in Wässern als ein Indikator der Gewässerbelastung. – gwf Wasser/Abwasser **116**: 301-308
- DOLE-OLIVIER, M. J. & P. MARMONIER (1992): Patch distribution of interstitial communities: Prevailing factors. - Freshw. Biol. **27**, 177-191
- DOLE-OLIVIER M. J.; CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. & P. MARMONIER (1993): Repeated gradients in subterranean landscape - Example of the stygofauna in the alluvial floodplain of the Rhône River (France). - Arch Hydrobiol **127**: 151-171
- DOLE-OLIVIER, M. J.; MARMONIER, P.; CREUZÉ DES CHATELLIERS, M. & D. MARTIN (1994): Interstitial Fauna associated with the Alluvial Floodplains of the Rhone River (France). In: GILBERT, J.; DANIELOPOL, D. L. & J. A. STANFORD (Hrsg.): Groundwater Ecology: 313-346; New York
- DOUSSAN, C.; LEDOUX, E. & M. DETAY (1998): River-groundwater exchange, bank filtration and groundwater quality: ammonium behavior. – J. Environ. Qual. **27**: 1418-1427
- DREHER, J. E.; POSPISIL, P. & D. L. DANIELOPOL (1997): The role of hydrology in defining a groundwater ecosystem. In: GIBERT, J.; MATHIEU, J. & F. FOURNIER (eds): Groundwater / surface water ecotones: 119-126; Cambridge
- DREWES, J. E. & M. JEKEL (1996): Simulation of groundwater recharge with advanced treated wastewater. – Wat Sci. Tech. **33**: 409-418
- DUFF, J. H. & F. J. TRISKA (2000): Nitrogen Biogeochemistry and Surface-Subsurface Exchange in Streams. - In: JONES, J. B. & P. J. MULHOLLAND (eds.): Streams and ground waters: 197-220; San Diego
- DUMAS, P. & G. FONTANINI (2001): Sampling fauna in aquifers: a comparison of net-sampling and pumping. - Arch. Hydrobiol. **150**: 661-676
- DUMAS, P. & F. LESCHER-MOUTOUE (2001): Cyclopid distribution in an agriculturally impacted alluvial aquifer. – Arch. Hydrobiol. **150**: 511-528
- DUMAS, P.; BOU, C. & J. GIBERT (2001): Groundwater Macrocrustaceans as Natural Indicators of the Ariège Alluvial Aquifer. - Internat. Rev. Hydrobiol. **86**: 619-633
- ECKERT, P. & R. IRMSCHER (2006): Over 130 years of experience with Riverbank Filtration in Duesseldorf, Germany. - Water SRT Aqua **55**: 283-291
- ECKERT, P.; ROHNS, H.-P. & R. IRMSCHER (2004): Periodische Schwankungen hydrogeochemischer Prozesse bei der Uferfiltration. - ARW-Jahresbericht 2003: 87-103.
- EINSLE, U. (1993): Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida; (= Süßwasserfauna von Mitteleuropa **8/4-1**); Stuttgart, Jena, New York

- FASHAM, M. J. R. (1977): A Comparison of Nonmetric Multidimensional Scaling, Principal Components and Reciprocal Averaging for the Ordination of Simulated Coenoclines, and Coenoplanes. – *Ecology* **58**: 551-561
- FERREIRA, D.; MALARD, F.; DOLE-OLIVIER, M. J. & J. GIBERT (2007): Obligat groundwaer fauna of France: diversity patterns and conservation. – *Biodiv. Conserv.* **16**: 567-596
- FIŠER, C.; SKET, B. & P. TRONTELJ (2008): A phylogenetic perspective on 160 years of troubled taxonomy of *Niphargus* (Crustacea: Amphipoda). – *Zool. Scr.* **37**: 665-680
- FRATER, H. (2003): Geologische Streifzüge durch Düsseldorf und die Kreise Neuss und Mettmann. Köln
- FRIMMEL, F. H. & M. U. KUMKE (1999): Optische Parameter zur Stoffcharakterisierung vom Trinkwasser bis zum Abwasser. – In: MATSCHÉ, N. (Hrsg.): Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung. – *Wiener Mitteilungen* **156**: 1-24. Wien
- FRYER, G. (1980): Acidity and species diversity in freshwater crustacean faunas. – *Freshw. Biol.* **10**: 41-45
- FRYER, G. (1985): An ecological validation of a taxonomic distinction: the ecology of *Acanthocyclops vernalis* and *A. robustus* (Crustacea: Copepoda). – *Zool. J. linn. Soc.* **84**: 165-180
- FUCHS, A. (2007): Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. (Dissertation Universität Koblenz-Landau)
- FUCHS, A. & H. J. HAHN (in Prep.): The net sampler, a semi-quantitative method for the sampling of groundwater fauna. – *Subterranean Biol.*
- GAD, G. (2007): Annelida (Ringelwürmer). – In: SCHMINKE, H. K. & G. GAD (Hrsg.): Grundwasserfauna Deutschland - Ein Bestimmungswerk. DWA-Themen März 2007: 363-408; Hennef
- GALASSI, D. M. P. (2001): Groundwater copepods: diversity patterns over ecological and evolutionary scales. – *Hydrobiologia* **453/454**: 227-253
- GAVIRIA, S. (1998): Checklist and Distribution of the free-living copepods (Arthropoda: Crustacea) from Austria. – *Ann. Naturhist. Mus. Wien* **100B**: 539-594
- GEMITZI, A.; PETALAS, C.; TSIHRINTZIS, V. A. & V. PISINARAS (2006): Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques. – *Environ. Geol.* **49**: 653-673
- GERECKE, R.; STOCH, F.; MEISCH, C. & I. SCHRANKEL (2005): Die Fauna der Quellen und des hyporheischen Interstitials in Luxemburg – Unter besonderer Berücksichtigung der Milben (Acari), Muschelkrebse (Ostracoda) und Ruderfußkrebse (Copepoda). (=Ferrantia **41**); Luxemburg

- GIBERT, J.; DOLE-OLIVIER, M. J.; MARMONIER, P. & P. VERVIER (1990): Surface water-groundwater ecotones. - In: Naiman, R. J. & H. Décamps (eds.): The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones: 199–225; London
- GIBERT, J.; CULVER, D. C.; DANIELOPOL, D. L.; GRIEBLER, C.; GUNATILAKA, A.; NOTENBOOM, J. & B. SKET (2008): Groundwater ecosystems: human impacts and future management. – In: POLUNIN, N. V. C. (ed.): Aquatic Ecosystems – Trends and Global Prospects: 30-44; Cambridge
- GIERE, O. (1993): Meiobenthology – The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments. Berlin, Heidelberg, New York
- GLASBY, C. J. & T. TIMM (2008): Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) in freshwater. – *Hydrobiologia* **595**: 107-115
- GLATZEL, T. (1989): Die Grundwasserfauna Nordwest-Niedersachsens sowie Untersuchungen zur Morphologie und Biologie an Vertretern der Chappuisiidae und Parastenocaridae (Copepoda, Harpacticoida). Dissertation Universität Oldenburg
- GLEDHILL, T.; SUTCLIFFE, D. W. & W. D. WILLIAMS (1993): British Freshwater Crustacea Malacostraca: A key with ecological notes. (= Freshwater Biological Association Scientific Publications **52**); Ambleside
- GOGU, R. C. & A. DASSARGUES (2000): Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overly and index methods. – *Environ. Geol.* **39**: 549-559
- GOTTHARDT, J. (2001): 3D-transport model to simulate peak pollution. - *IAWR Rhein-Themen* **4**: 251-258
- GOUNOT, A. M. (1994): Microbial oxidation and reduction of manganese: Consequences in groundwater an applications. – *FEMS Microbiol. Rev.* **14**: 339-350
- GRABERT, H. (1998): Abriß der Geologie von Nordrhein-Westfalen; Stuttgart
- GRIEBLER, C. (2003): Physikalisch-chemische Eigenschaften des Grundwassers und biogeochemische Stoffkreisläufe. - In: GRIEBLER, C. & F. MÖSSLACHER (Hrsg.): Grundwasser-Ökologie. Wien
- GRIEBLER, C. & F. MÖSSLACHER (2003): Grundwasser - eine ökosystemare Betrachtung.- In: GRIEBLER, C. & F. MÖSSLACHER (Hrsg.): Grundwasser-Ökologie. Wien
- GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.; NESTLER, W.; NEITZEL, P. & R. TRETTIN (1995): Groundwater Flow and Quality in an Alluvial Aquifer Recharged from River Bank Filtration, Torgau Basin, Germany. – In: BROWN, A. G. (ed.): Geomorphology and groundwater: 21-35; Chichester
- GRISCHEK, T.; HISCOCK, K. M.; METSCHIES, T.; DENNIS, P. F. & W. NESTLER (1998): Factors affecting Denitrification during Infiltration of River Water into a Sand and Gravel Aquifer in Saxony, Germany. – *Wat. Res.* **32**: 450-460

- GRISCHEK, T.; WORCH, E. & W. NESTLER (2001): Is bank filtration under anoxic conditions feasible? - In: Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference: November 2-4, 2000, Düsseldorf, Germany. (= IAWR Rhein-Themen 4): 57-65; Amsterdam
- GRØN, C. (1993): Organic Halogen Group Parameters as Indicators of Ground Water Contamination. – Groundw. Monitor. Remediat. (GWMR) 13: 148-158
- GUHR, H. & G. RUDOLF (1979): Stickstoffumsetzungen im Gewässer und ihre wasserwirtschaftliche Bedeutung. – Acta hydrochim. hydrobiol. 7: 153-161
- HAGER, H. & J. PRÜFERT (1988): Tertiär. – In: HILDEN, H. D. (Hrsg.): Geologie am Niederrhein: 32-40; Krefeld
- HAHN, H. J. (1996): Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden. (Dissertation Universität Gießen)
- HAHN, H. J. (2002): Methods and difficulties of sampling stygofauna. – In: BREH, W.; GOTTLIEB, J.; HÖTZL, J.; KERN, F.; LIESCH, T. & R. NIESSNER (eds.): Proceedings of the second International Conference and Industrial Exhibition "Field Screening Europe, May, 14-16, 2001", Karlsruhe: 201-206; Karlsruhe
- HAHN, H. J. (2003): Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im hyporheischen Interstitial und im Grundwasser? - Limnologia 33: 138-146
- HAHN, H. J. (2005): Unbaited traps – a new method of sampling stygofauna. - Limnologia 35: 248-261
- HAHN, H. J. (2006a): The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. - Limnologia 36: 119-137
- HAHN, H. J. (2006b): Detecting groundwater-surface water-interactions in RBF systems using biological methods. – In: K-WATER (ed.): International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater; K-Water, Seoul, Korea: 57-63; Seoul
- HAHN, H. J. & E. FRIEDRICH (1999): Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring und was kann es leisten? - Grundwasser 4: 147-154
- HAHN, H. J. & FUCHS, A. (2005): Mapping of the stygofauna of the state of Baden-Württemberg, Southwest Germany. - In: GIBERT, J. (ed.): World subterranean biodiversity. Proceedings of an international symposium: 89-93; Lyon
- HAHN, H. J. & D. MATZKE (2005): A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. – Limnologia 35: 31-44
- HAINE, E. (1946): Die Fauna des Grundwassers von Bonn mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceen. (Dissertation Universität Bonn); Bonn
- HAKENKAMP, C. C. & M. A. PALMER (2000): The ecology of hyporheic meiofauna. – In: JONES, J. B. & P. J. MULHOLLAND (eds.): Streams and Ground Waters: 307-336; San Diego

- HAKENKAMP, C. C.; PALMER, M. A. & B. R. JAMES (1994): Metazoans from a sandy aquifer: dynamics across a physically and chemically heterogeneous groundwater system. – *Hydrobiologia* **287**: 195-206
- HANCOCK, P. J. (2002): Human Impacts on the Stream-Groundwater Exchange Zone. – *Environ. Manage.* **29**: 763-781
- HANCOCK, P. J. (2006): The response of hyporheic invertebrate communities to a large flood in the Hunter River, New South Wales. – *Hydrobiologia* **568**: 255-262
- HANCOCK, P. J.; BOULTON, A. J. & W. F. HUMPHREYS (2005): Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. – *Hydrogeol. J.* **13**: 98-111
- HARTMANN, G. & D. HILLER (1977): Beitrag zur Kenntnis der Ostracodenfauna des Harzes und seines nördlichen Vorlandes (unter besonderer Berücksichtigung des Männchens von *Candona candida*). 125 Jahre Naturwissenschaftlicher Verein Goslar (Festschrift): 99–116
- HENRION, A.; HENRION, R. & G. HENRION (1987): Hauptkomponentenanalyse und Hauptkomponentendisplay als Methode zur multivariaten Datenanalyse und Mustererkennung. – *Acta hydrochim. hydrobiol.* **15**: 129-142
- HENRY, J. P. (1976): Recherches sur les Asellidae hypogés de la lignée cavaticus. Dijon
- HIEMSTRA, P.; KOLPA, R. J.; VAN EECKHOUT, J. M. J. M.; VAN KESSEL, T. A. L.; ADAMSE, E. D. & J. A. M. VAN PAASSEN (2001): "Natural" recharge of groundwater: Bank infiltration in the Netherlands. - In: Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference: November 2-4, 2000, Düsseldorf, Germany. (= IAWR Rhein-Themen **4**): 67-79; Amsterdam
- HILDEN, H. D. (Hrsg.); ALBERTS, B.; HAGER, H.; HEIDE, G.; KLOSTERMANN, J.; KNAPP, G.; KNAUFF, W.; PELZING, R.; PRÜFERT, J.; QUERFURTH, H.; REICHMANN, C.; SCHLIMM, W.; THIERMANN, H. & V. WREDE (1988): Geologie am Niederrhein. Krefeld
- HISCOCK, K. M. & T. GRISCHEK (2002): Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J. Hydrol.* **266**: 139-144
- HOEHN, E.; ZOBRIST, J. & R. P. SCHWARZENBACH (1983): Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser – hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im Glattal. – *gwf Wasser Abwasser* **63**: 401-410
- HUMPHREYS, W. F. (2009): Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other? – *Hydrogeol. J.* **17**: 5-21
- HUNKELER, D.; GOLDSCHIEDER, N.; ROSSI, P. & C. BURN (2006): Biozönosen im Grundwasser - Grundlagen und Methoden der Charakterisierung von mikrobiellen Gemeinschaften. Bern
- HÜPPOP, K. (1985): The role of metabolism in the evolution of cave animals. - *NSS Bull.* **47**: 136-146

- HUSMANN, S. (1956): Untersuchungen über die Grundwasserfauna zwischen Harz und Weser. – Arch. Hydrobiol. **52**: 1-184.
- HUSMANN, S. (1964a): Morphologische, ökologische und verbreitungsgeschichtliche Studien über die Bathynellen (Crustacea, Syncarida) des Niederrhein-Grundwasserstromes bei Krefeld. – Gew. u. Abw. **37/38**: 46-76
- HUSMANN, S. (1964b): Studien zur Ökologie und Verbreitung der Gattung *Chappuisius* Kiefer, 1938 (Copepoda, Harpacticoida); Mitteilung über Neufunde aus den Grundwasserströmen von Lahn, Niederrhein, Ruhr, Leine und Unterweser. – Crustaceana **6**: 179-194
- HUSMANN, S. (1978): Die Bedeutung der Grundwasser-Fauna für biologische Reinigungsvorgänge im Interstitial von Lockergesteinen. – gwf Wasser Abwasser **119**: 293-302
- HÜTTER, L. A. (1996): Wasser und Wasseruntersuchung – Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. Frankfurt a.M., Aarau, Salzburg
- HYNES, H. B. N. (1983): Groundwater and stream ecology. – Hydrobiologia **100**: 93-99
- IHBEN, I. A. (Bearb.) (2003): Morphologisches Leitbild Niederrhein. (= Merkblätter Landesumweltamt NRW **41**); Essen
- JAKOBS, L. A.; VON GUNTEN, H. R.; KEIL, R. & M. KUSLYS (1988): Geochemical changes along a river-groundwater infiltration flow path: Glattfelden, Switzerland. – Geochim. Cosmochim. Acta **52**: 2693-2706
- JANETZKY, W.; ENDERLE, R. & W. NOODT (1996): Crustacea: Copepoda: Gelyelloida und Harpacticoida; (= Süßwasserfauna von Mitteleuropa **8/4-2**). Stuttgart, Jena
- JANSSEN, J. & W. LAATZ (2005): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. Berlin, Heidelberg, New York
- JONES, J. B.; HOLMES, R. M.; FISHER, S. G. & N. B. GRIMM (1994): Chemoautotrophic production and respiration in the hyporheic zone of a Sonoran Desert stream. – In: STANFORD, J. A. & H. M. VALETT (Hrsg.): Proceedings of the second international conference on ground water ecology. American Water Resources Association, Herndon, Virginia, USA: 329–338
- JONES, J. B.; FISHER, S. G. & N. B. GRIMM (1995): Vertical hydrologic exchange and ecosystem metabolism in a Sonoran Desert stream. – Ecology **76**:942–952; Washington D.C.
- KANZ, W. (1977): Auswirkungen landwirtschaftlicher Düngung auf das Grundwasser. – Int. J. Earth Sci. **66**: 877-890
- KARAMAN, G. S. & S. RUFFO (1986): Amphipoda: *Niphargus*-group (Niphargidae sensu Bousfield, 1982). – In: BOTOSANEANU, L. (ed.): Stygofauna Mundi. A Faunistic, Distributional and Ecological Synthesis of the World Fauna Inhabiting Subterranean Waters (Including the Marine Interstitial): 514-534; Leiden

- KARANOVIC, I. (1999): Fauna ostrakoda (Ostracoda, Crustacea) sliva Skadarskog jezera. Dissertation Universität Novi Sad (Serbien)
- KARANOVIC, I. & G. L. PESCE (2001): Ostracods (Crustacea, Ostracoda) from underground waters of Puglia (Southern Italy), with redescription of *Pseudolimnocythere hypogea* KLIE, 1938. - *Thalassia Salent.* **25**: 11-39
- KARAN-ZNIDARSIC, T. & B. PETROV (2007): Non-marine ostracoda (Crustacea) of Banat district in Serbia. – *Hydrobiologia* **585**: 57-66
- KIEFER, F. (1926): Über einige Krebse aus der Wasserleitung von Oefingen. – *Schr. Ver. Gesch. und Naturgesch. Baar* **16**: 273-283
- KIEFER, F. (1931): Wenig bekannte und neue Süßwasser Copepoden aus Italien. – *Zool. Jb. Syst.* **61**: 697-712
- KIEFER, F. (1933): Die Entomostrakenfauna des Schluchseemoores und seiner Umgebung. – *Beitr. Nat. wiss. Erforsch. Badens* **11**: 173-188
- KIEFER, F. (1937): Die freilebenden Ruderfußkrebse Jugoslawiens. – *Bull. Soc. Sc. Skoplje* **18**: 77-105
- KIEFER, F. (1963): Bemerkenswerte Copepodenfunde im Pelagial des Bodensees. - *Schweiz. Z. Hydrol.* **25**: 29-39
- KIM, S. B. & M. Y. CORAPCIOGLU (2002): Contaminant transport in riverbank filtration in the presence of dissolved organic matter and bacteria: a kinetic approach. - *J. Hydrol.* **266**: 269-283
- KLOSTERMANN, J. (1988): Quartär. – In: HILDEN, H. D. (Hrsg.): *Geologie am Niederrhein*: 40-63; Krefeld
- KLOSTERMANN, J. (1995): Nordrhein-Westfalen. – In: BENDA, L. (Hrsg.): *Das Quartär Deutschlands*. Berlin
- KOENINGER, P. & C. LEIBUNDGUT (2001): Study of River Water Impacts on Groundwater during Flood Events in a Dry Flood Plain of the Upper Rhine Valley. - In: GRIEBLER, C.; DANIELOPOL, D. L.; GIBERT, J.; NACHTNEBEL, H.P. & J. NOTENBOOM (Hrsg.): *Groundwater ecology – A tool for management of water resources*; Office for official publications of European Communities, Luxemburg
- KRUSKAL, J. B. & M. WISH (1978). *Multidimensional scaling*. Beverly Hills
- KÜHN, W. & U. MÜLLER (2000): Riverbank filtration: an overview. - *J. AWWA* **92**: 60-69
- KUNKEL, R.; VOIGT, H.-J.; WENDLAND, F. & S. HANNAPPEL (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. (= Schriftenreihe des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment **47**); Jülich
- LEWIS, J. J. & J. W. REID (2007): Patterns and processes of groundwater invasion by copepods in the interior low plateaus of the United States. – *Acta Carsologica* **36/2**: 279-289

- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie – Eine Einführung*. Berlin, Heidelberg
- LIM, J.; BAE, G.; LEE, K. & H. SUK (2005): Assessment of Groundwater Vulnerability in Changwon, Korea. – *Eos. Trans. A. Geophys. Union Suppl. Fall Meet.* **86**(52)
- LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH (1998): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler*. Berlin
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (2006): *Umweltdaten 2006 Baden Württemberg*. Karlsruhe
- MAGIERA, P. (2000): Methoden zur Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. – *Grundwasser* **5**: 103-114
- MAIER, G. (1990): Coexistence of the predatory cyclopoids *Acanthocyclops robustus* (Sars) and *Mesocyclops leuckarti* (Claus) in a small eutrophic lake. – *Hydrobiologia* **198**: 185-203
- MALARD, F. & F. HERVANT (1999): Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. - *Freshw. Biol.* **41**: 1-30
- MALARD, F.; FERREIRA, D.; DOLÉDEC, S. & J. V. WARD (2003): Influence of groundwater upwelling on the distribution of the hyporheos in a headwater river flood plain. - *Arch. Hydrobiol.* **157**: 86-116
- MALARD, F.; MATHIEU, J.; REYGROBELLET, J. L. & M. LAFONT (1999): Groundwater contamination and ecological monitoring in a mediterranean karst ecosystem in southern France. - *Hydrobiologia* **58**: 158-187
- MALARD, F.; PLÉNET, S. & J. GIBERT (1996): The Use of Invertebrates in Ground Water Monitoring: A Rising Research Field. - *GWMR* **16**: 103-116
- MALARD, F.; REYGROBELLET, J. L.; LAURENT, R. & J. MATHIEU (1997): Developments in sampling the fauna of deep water-table aquifers. – *Arch. Hydrobiol.* **138**: 401-432
- MALARD, F.; REYGROBELLET, J. L.; MATHIEU, J. & M. LAFONT (1994): The use of invertebrate communities to describe groundwater flow and contaminant transport in a fractured rock aquifer. - *Arch. Hydrobiol.* **131**: 93-110
- MALCOM, I. A.; SOULSBY, C.; YOUNGSON, A. F. & D. TETZLAFF (2009): Fine scale variability of hyporheic hydrochemistry in salmon spawning gravels with contrasting groundwater-surface water interactions. – *Hydrogeol. J.* **17**: 161-174
- MÄLZER, H.J.; GERLACH, M. & R. GIMBEL (2001): Transport and fate of organic compounds during river bank filtration. Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference. - *IAWR Rhein-Themen* **4**: 117-126
- MARMONIER, P. & M. CREUZÉ DES CHÂTELLIERS (1992): Biogeography of the benthic and interstitial living Ostracods (Crustacea) of the Rhône River (France). – *J. Biogeogr.* **19**: 693-704
- MARMONIER, P.; CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M.; DOLE-OLIVIER, M. J.; PLÉNET, S. & J. GIBERT (2000): Rhône groundwater systems. - In: WILKENS, H.; CULVER, D. & W.

- F. HUMPHREYS (eds.): Subterranean Ecosystems. (= Ecosystems of the World **30**): 513-531; Amsterdam
- MASSMANN, G.; DÜNNBIER, U.; GRESKOWIAK, J.; KNAPPE, A. & A. PEKDEGER (2005): Investigating surface water-groundwater interactions with the help of sewage indicators in Berlin, Germany. - In: THOMSON, N. R. (ed.): Bringing Groundwater Quality Research to the Watershed Scale (=IAHS Publications **297**): 103-112; Wallingford
- MASSMANN, G.; HEBERER, T.; GRÜTZMACHER, G.; DÜNNBIER, U.; KNAPPE, A.; MEYER, H.; MECHLINSKI, A. & A. PEKDEGER (2007): Trinkwassergewinnung in urbanen Räumen – Erkenntnisse zur Uferfiltration in Berlin. - Grundwasser **12**: 232-245
- MATZKE, D. (2005): Untersuchungen zum Verhalten von Grundwasserfauna in Altlastflächen mit vorangegangenem Vergleich unterschiedlicher Sammeltechniken. (Dissertation der Universität Koblenz-Landau)
- MATZKE, D. & H. J. HAHN (2002): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. Unveröffentl. Bericht DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft): Abschlußbericht Projekt Az HA 3214/1-1
- MAUCLAIRE, L. & J. GIBERT (1998): Effects of pumping and floods on groundwater quality: a case study of the Grand Gravier well field (Rhône, France). - Hydrobiologia **389**:141–151
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. & S. STAFFORD (2000): Multivariate analysis for wildlife and ecological research. New York, Berlin
- MEDEMA, G. J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M. H. A. & J. A. LUIJTEN (2001): Removal on micro-organisms by bank filtration in a gravel-sand soil. Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference November 2-4, 2000, Düsseldorf, Germany. (= IAWR Rhein-Themen **4**): 161-168; Amsterdam
- MEISCH, C. (2000): Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe. (= Süßwasserfauna von Mitteleuropa **8/3**). Heidelberg, Berlin
- MERKEL, B. & B. SPERLING (Bearb.) (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil II. (= DVWK Schriften **117**); Bonn
- MERMILLOD-BLONDIN, F.; CREUZE DES CHATELLIERS, M.; MARMONIER, P. & M. J. DOLE-OLIVIER (2000): Distribution of solutes, microbes and invertebrates in river sediments along a riffle-pool-riffle sequence. – Freshw. Biol. **44**: 255-269
- MEYER, W. & J. STETS (2002a): Junge Tektonik im Rheinischen Schiefergebirge und ihre Quantifizierung. – Z. dt. geol. Ges. **149**: 359– 379
- MEYER, W. & J. STETS (2002b): Pleistocene to Recent tectonics in the Rhenish Massif (Germany) – Neth. J. Geosci. **81**: 217-221
- MINCHIN, P. R. (1987): An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. – Vegetatio **69**: 89-107

- MÖSSLACHER, F. (1997): Ein Vorschlag für die zusätzliche Verwendung von Crustaceen zur Qualitätskontrolle von Grundwässern. - In: International Association for Danube Research (IAD) (ed): Proceedings of the 32nd Conference of the IAD Vienna
- MÖSSLACHER, F. (1998): Subsurface Dwelling Crustaceans as Indicators of Hydrological Conditions, Oxygen Concentrations, and Sediment Structure in an Alluvial Aquifer. - Int. Rev. Hydrobiol. **83**: 349-364
- MÖSSLACHER, F. (2000): Advantages and disadvantages of groundwater organisms for biomonitoring. - Verh. Internat. Verein Limnol. **27**: 2725–2728
- MÖSSLACHER, F. (2003): Biomonitoring. – In: GRIEBLER, C. & F. MÖSSLACHER (Hrsg.): Grundwasser-Ökologie: 351-366; Wien
- MÖSSLACHER, F. & M. CREUZÉ DES CHÂTELIERS (1996): Physiological and behavioural adaptations of an epigeal and a hypogean dwelling population of *Asellus aquaticus* (L.) (Crustacea, Isopoda).- Arch. Hydrobiol. **138**: 187-198
- MÖSSLACHER, F. & H. J. HAHN (2003): Die Fauna. - In: GRIEBLER, C. & F. MÖSSLACHER (Hrsg.): Grundwasser-Ökologie. Wien
- MÖSSLACHER, F. & J. NOTENBOOM (1999): Groundwater biomonitoring. In: GERHARDT, A. (ed): Biomonitoring of polluted water: 117-139; Zürich
- MÖSSLACHER, F. & J. V. WARD (1999): Distribution of interstitial fauna in a dynamic river floodplain in relation to surficial features and particle parameters. – Mém. Biospéol. **26**: 91-99
- MÖSSLACHER, F.; POSPISIL, P. & J. DREHER (1996): A groundwater ecosystem in the „Lobau“ wetland (Vienna), reflecting the interactions between surface water and groundwater. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **10**: 451-455
- NAGORSKAYA, L. & D. KEYSER (2005): Habitat diversity and ostracod distribution patterns in Belarus. – Hydrobiologia **538**: 167-178
- NIEDER, H. (1985): Stehen Grundwassergüte und menschliche Gesundheit im Zielkonflikt mit der Bodenfruchtbarkeit und Stickstoff-Düngung? – In: NIEDER, H. (Hrsg.): Nitrat im Grundwasser – Herkunft, Wirkungen, Vermeidung: 1-21; Weinheim
- NOLL, W. (1939): Die Grundwasserfauna des Maingebietes. – Mitt. Nat. Mus. Aschaffenburg **1939**: 3-26
- NOLL, W. & H. J. STAMMER (1953): Die Grundwasserfauna des Untermaingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluß des Spessarts (= Mitteil. d. Naturw. Mus. Stadt Aschaffenburg N.F. **6**); Aschaffenburg
- NOODT, W. (1955): Die Verbreitung der Gattung *Parastenocaris*, ein Beispiel einer subterranean Crustaceen-Gruppe. – Verh. dt. zool. Ges. **1954**: 429-435

- OLSEN, D. A. & C. R. TOWNSEND (2003): Hyporheic community composition in a gravel-bed stream: influence of vertical hydrological exchange, sediment structure and physicochemistry. – *Freswat. Biol.* **48**: 1363-1378
- PESCE, G. (1992): Cyclopids from the ground waters of Turkey, a description of *Diacyclops languoides anaticus* n. ssp. – *Fragm. Entomol.* **24**: 1-12
- PESCE, G. (1994): The genus *Diacyclops* KIEFER in Italy: a taxonomic, ecological and biogeographical up-to-date review (Crustacea Copepoda Cyclopidae). – *Arthropoda Selecta* **3**: 3-4
- PESCE, G. & D. GALASSI (1985): Due nuovi *Diacyclops* del complesso "languoides" (Copepoda: Cyclopidae) di acque sotterranee di sardegna e considerazioni sul significato evolutivo dell' antenna nei copepodi stigobionti. - *Boll. Mus. Civ. st. nat. Verona* **12**: 411-418
- PESCE, G. & D. GALASSI (1987): New or rare species of *Diacyclops* KIEFER, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) from different groundwater habitats in Italy. - *Hydrobiologia* **148**: 103-114
- PFÄFFEN, K. H. (1962): Niederrheinisches Tiefland. – In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & J. H. SCHULTZE (Hrsg.): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*, Bd. II: 852-856; Bad Godesberg
- PLÉNET, S. & J. GIBERT (1995): Comparison of surface water / groundwater zones in fluvial and karstic systems. *C. R. Acad. Sci. de la Vie* **318**: 499-509
- PLÉNET, S.; GIBERT, J. & P. MARMONIER (1995): Biotic and abiotic interactions between surface and interstitial systems in rivers. – *Ecography* **18**: 296-309
- POSPISIL, P. (1992): Sampling methods for groundwater animals of unconsolidated sediments. In: CAMACHO, A.I. (ed.): *The Natural History of Biospeleology*. - *Monografias, Museo Nacional de Ciencias naturales* **7**:107-134; Madrid
- POSPISIL, P. (1994a): The Groundwater Fauna of a Danube Aquifer in the "Lobau" Wetland in Vienna, Austria. In: GILBERT, J.; DANIELOPOL, D. L. & J. A. STANFORD (eds.): *Groundwater Ecology*: 347-366; New York
- POSPISIL, P. (1994b): Die Grundwassercyclopiden (Crustacea, Copepoda) der Lobau in Wien (Österreich) – faunistische, taxonomische und ökologische Untersuchungen. (Dissertation der Universität Wien)
- POSPISIL, P. & D. L. DANIELOPOL (2000): Diversity of groundwater dwelling cyclopoida (Crustacea, Copepoda) in a Danube wetland in Austria. – *Vie Milieu* **50**: 137-150
- PREUß, G. (2007): Konzepterstellung für die Analyse des ökologisch-mikrobiologischen Zustands von Grundwasser und seiner Veränderung durch anthropogene Einflüsse. Band 3: Kenntnisstand, Handlungsempfehlungen und Untersuchungskonzepte. (= *Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung* **67-3**); Dortmund
- PRIESEL-DICHTL, G. (1959): Die Grundwasserfauna im Salzburger Becken und im anschließenden Alpenvorland. – *Arch. Hydrobiol.* **55**: 281-370

- QUITZOW, H. W. & O. VAHLENSIECK (1955): Über pleistozäne Gebirgsbildung und rezente Krustenbewegungen in der niederrheinischen Bucht. – *Geol. Rundschau* **43**: 56-67
- RAY, C.; SOONG, T. W.; LIAN, Y.Q. & G. S. ROADCAP (2002a): Effect of flood-induced chemical load on filtrate quality at bank filtration sites. - *J. Hydrol.* **266**, 235-258
- RAY, C.; SCHUBERT, J.; LINSKY, R. B. & G. MELIN (2002b): Introduction. - In: RAY, C.; MELIN, G. & R. B. LINSKY, R.B. (eds.): *Riverbank Filtration – Improving source-water quality*: 1-15; Dordrecht, Boston, London
- REID, J. (2001): A human challenge: discovering and understanding continental copepod habitats. - *Hydrobiologia* **453/454**: 201-226
- RENSCHER, A. C. (2002): *Methods of Multivariate Analysis*. New York
- RICHTERS, L.; ECKERT, P.; TEERMANN, I. & R. IRMSCHER (2004): Untersuchungen zur Entwicklung des pH-Wertes bei der Uferpassage in einem Wasserwerk am Rhein. – *GWF Wasser Abwasser* **145**:640-645
- RONNEBERGER, D. (1975): Zur Kenntnis der Grundwasserfauna des Saale-Einzugsgebietes (Thüringen). - *Limnologica* **9**: 323-419
- ROSSETTI, G.; PIERI, V. & K. MARTENS (2005): Recent ostracods (Crustacea, Ostracoda) found in lowland springs of the provinces Piacenza and Parma (Northern Italy). – *Hydrobiologia* **542**: 287-296
- ROUCH, R.; PITZALIS, A. & A. DESCOUENS (1993): Effets d'un pompage à gros débit sur le peuplement des Crustacés d'un aquifère karstique.- *Annls. Limnol.* **29**: 15–29
- RUMM, P.; SCHMIDT, H. & W. HOLLWEDEL (1998): Temporal and spatial distribution patterns of crustaceans inhabiting a slow sand filter. - In PETERS, J. H. (ed.): *Artificial recharge of groundwater*: 135-139; Rotterdam, Brookfield
- SANTSCHI, P.; HÖHENER, P., BENOIT, G. & M. BUCHHOLTZ-TEN BRINK (1990): Chemical processes at the sediment-water interface. – *Mar. Chem.* **30**: 269-315
- SCHÄFER, A. & A. SIEHL (2002): Preface: Rift tectonics and syngenetic sedimentation – the Cenozoic Lower Rhine Basin and related structures. - *Neth. J. Geosci.* **81**: 145-147
- SCHÄFER, A.; UTESCHER, T.; KLETT, M. & M. VALDIVIA-MANCHEGO (2005): The Cenozoic Lower Rhine Basin – rifting, sedimentation, and cyclic stratigraphy. – *Int. J. Earth Sci. (Geol. Rundsch.)* **94**: 621-639
- SCHIRMER, M.; STRAUCH, G.; SCHIRMER, K. & F. REINSTORF (2007): Urbane Hydrogeologie – Herausforderungen für Forschung und Praxis.– *Grundwasser* **12**: 178-188
- SCHLIMM, W. (1988): Grundwasser – Dargebot, Nutzung und Gefährdung. . – In: HILDEN, H. D. (Hrsg.): *Geologie am Niederrhein*: 78-86; Krefeld

- SCHMIDT, C.; STURM, S. & J. KIEFER (2005): Monitoring and prediction of water quality and vulnerability mapping in artificial recharge areas. Unveröffentl. Zwischenbericht K-Water (Korea Water Resources Corporation); Karlsruhe
- SCHMIDT, C.; STURM, S. & J. KIEFER (2006): Methodological consideration of vulnerability mapping in riverbank filtration with regards to site specific boundary conditions relevant for alluvial aquifers (including an evaluation and assessment of historical data and information concerning riverbank filtration in Germany) Unveröffentl. Vorläufiger Endbericht K-Water (Korea Water Resources Corporation); Karlsruhe
- SCHMIDT, C. M.; MARMONIER, P.; PLÉNET, S.; CREUZÉ DES CHÂTELIER, M. & J. GIBERT (1991): Bank infiltration and interstitial communities. Example of the Rhone River in a polluted sector (downstream of Lyon, Grand Gravier, France). - *Hydrogéologie* **3**: 217-223
- SCHMIDT, S. I.; HAHN, H. J.; HATTON, T. J. & W. F. HUMPHREYS (2007): Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones? - *Hydrobiologia* **583**: 1-19
- SCHMINKE, H. K. (2007a): Copepoda (Ruderfußkrebse). – In: SCHMINKE, H. K. & G. GAD (Hrsg.): Grundwasserfauna Deutschland - Ein Bestimmungswerk. DWA-Themen März 2007: 61-170; Hennef
- SCHMINKE, H. K. (2007b): Bathynellacea (Brunnenkrebse). – In: SCHMINKE, H. K. & G. GAD (Hrsg.): Grundwasserfauna Deutschland - Ein Bestimmungswerk. DWA-Themen März 2007: 223-238; Hennef
- SCHMINKE, H. K. (2007c): Amphipoda (Flohkrebse). – In: SCHMINKE, H. K. & G. GAD (Hrsg.): Grundwasserfauna Deutschland - Ein Bestimmungswerk. DWA-Themen März 2007: 239-272; Hennef
- SCHÖPFER, C. & K. ZIPFEL (2001): Assessment of Changes of River Infiltration Zones on Riverbank Filtration. Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference November 2-4, 2000, Düsseldorf, Germany. (= IAWR Rhein-Themen **4**): 33-39; Amsterdam
- SCHUBERT, J. (2001): How does it works? Field Studies on Riverbank Filtration. - In: Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference: November 2-4, 2000, Düsseldorf, Germany. (= IAWR Rhein-Themen **4**): 41-55; Amsterdam
- SCHUBERT, J. (2002a): Hydraulic aspects of riverbank filtration – field studies. - *J. Hydrogeol.* **266**: 145-161
- SCHUBERT, J. (2002b): German Experience with Riverbank Filtration Systems. In: RAY, C.; MELIN, G. & R. B. LINSKY (eds.): Riverbank Filtration – Improving source-water quality: 35-48; Dordrecht, Boston, London
- SCHUBERT, J. (2002c): Water-Quality Improvements with Riverbank Filtration at Düsseldorf Waterworks in Germany. In: RAY, C., MELIN, G., LINSKY, R.B. (eds.): Riverbank Filtration – Improving source-water quality. Dordrecht, Boston, London

- SCHUBERT, J. (2006): Experience with riverbed clogging along the Rhine River – There is no such thing as a free lunch. In: HUBBS, S. A. (ed.): Riverbank Filtration Hydrology – Impacts on System Capacity and Water Quality. (= NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences **60**): 221-242. Dordrecht
- SCHWARZENBACH, R. P.; GIGER, W.; HOEHN, E. & J. K. SCHNEIDER (1983): Behavior of organic compounds during infiltration of river water to ground water – Field studies. – Environ. Sci. Tech. **17**: 472-479
- SINTON, L. W. (1984): The macroinvertebrates in a sewage-polluted aquifer. – Hydrobiol. **119**, 161-169 (1984)
- SOBCZAK, W. V. & S. FINDLAY (2002): Variation in Bioavailability of dissolved organic carbon among stream hyporheic flowpaths. – Ecology **83**: 3194-3209
- SONTHEIMER, H. (1980): Experience with riverbank filtration along the Rhine River. - J. AWWA **72**: 386-390
- SONTHEIMER, H. (1991): Trinkwasser aus dem Rhein? – Bericht über ein Verbundforschungsvorhaben zur Sicherheit der Trinkwassergewinnung aus Rheinuferfiltrat bei Stoßbelastungen. Sankt Augustin
- SOPHOCLEOUS, M. (2002): Interactions between groundwater and surface water: the state of science. – Hydrogeol. J. **10**: 52-67
- SPALDING, R. F. & M. E. EXNER (1993): Occurrence of Nitrate in Groundwater – A Review. – J. Environ. Qual. **22**: 392-402
- STANFORD, J. A. & J. V. WARD (1988): The hyporheic habitat of river ecosystems. - Nature **335**: 64-66
- STANFORD, J. A. & J. V. WARD (1993): An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. - J. N. Am. Benthol. Soc. **12**: 48-60
- STEENKEN, B. (1998): Die Grundwasserfauna Baden-Württembergs. Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg. Landsberg am Lech
- STERBA, O. (1955): Beitrag zur Kenntnis der Cyclopidenfauna der Umgebung von Brünn und aus Südmähren. - Vestn. Cesk. Spol. Zool. **19**: 354-364
- STERBA, O. (1956): Einige seltene und neue Krustentiere in den Karstgewässern der Tschechoslowakei. - Biologia Bratislava **11**: 385-403
- STOCH, F. & P. POSPISIL (2000 a): Redescription of *Diacyclops disjunctus* (THALLWITZ 1927) from Austria, with remarks on the *Diacyclops languidoides*-group in Europe (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopidae). - Crustaceana **73**: 469-478
- STOCH, F. & P. POSPISIL (2000 b): The *Diacyclops languidoides*-group (Copepoda: Cyclopoida) in Austria, with redescription of *Diacyclops cohabitatus* MOCHENKO 1980. – Ann. Limnol. **36**:21-29
- STOCK, J. H. & T. GLEDHILL (1977): The *Niphargus kochianus*-group in North-Western Europe. - Crustaceana Suppl. **4**: 212-243

- STRAYER, D. L. (1988): Crustaceans and mites (Acari) from hyporheic and other underground waters in southeastern New York. – *Stygologia* **4**: 194-207
- STRAYER, D. L. (1994): Limits to biological distributions in groundwater. In: Gibert, J., Danielopol, D. L.; Stanford, J. A. (eds): *Groundwater Ecology*: 287-310; New York
- STRAYER, D. & E. BANNON-O'CONNELL (1988): Aquatic microannelids (Oligochaeta and Aphanoneura) of underground waters of southeastern New York. – *Am. Midl. Nat.* **119**: 327-335
- STRAYER, D. L.; MAY, S. E.; NIELSEN, P.; WOLLHEIM, W. & S. HAUSAM (1997): Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities. – *Arch. Hydrobiol.* **140**: 131-144
- TABACCHI, E. & P. MARMONIER (1994): Dynamics of the interstitial ostracod assemblages of a pond in the Adour alluvial plain. – *Arch. Hydrobiol.* **131**: 321-430
- TANIGUCHI, M.; TURNER, J. V. & A. J. SMITH (2003): Evaluations of groundwater discharge rates from subsurface temperature in Cockburn Sound, Western Australia. – *Biogeochem.* **66**: 111-124
- THIENEMANN, A. (1926): *Die Binnengewässer Mitteleuropas.* (= *Die Binnengewässer* **1**). Stuttgart
- THIENEMANN, A. (1950): *Die Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie der europäischen Binnengewässer.* (= *Die Binnengewässer* **18**, XVI); Stuttgart
- THURMAN, E. M. (1985): *Organic geochemistry of natural waters.* Boston
- TIEDJE, J. M.; SEXSTONE, A. J.; MYROLD, D. D. & J. A. ROBINSON (1982): Denitrification: ecological niches, competition and survival. – *Antonie Van Leeuwenhoek J. Microbiol. Serol.* **48**: 569-583
- TOMLINSON, M.; BOULTON, A. J.; HANCOCK, P. J. & P. G. COOK (2007): Deliberate omission or unfortunate oversight: Should stygofaunal surveys be included in routine groundwater monitoring programs? – *Hydrogeol. J.* **15**: 1317-1320
- TRAUTH, R. & C. XANTHOPOULOS (1997): Non-point pollution of groundwater in urban areas. – *Wat. Res.* **31**: 2711-2718
- UNTERSTEINER, H. (2005): *Biostatistik – Datenauswertung mit Excel und SPSS für Naturwissenschaftler/innen und Mediziner/innen.* Wien
- VÄINÖLÄ, R.; WITT, J. D. S.; GRABOWSKI, M.; BRADBURY, J. H.; JAZDZEWSKI, K. & B. SKET (2008): Global diversity of amphipods (Amphipoda; Crustacea) in freshwater. – *Hydrobiologia* **595**: 241-255
- VANEK, V. (1997): Heterogeneity of groundwater–surface water ecotones. In: GIBERT, J.; MATHIEU, J. & F. FOURNIER (eds.): *Groundwater / surface water ecotones.* 151-161; Cambridge

- VENGOSH, A.; HEUMANN, K. G.; JURASKE, S. & R. KASHER (1994): Boron Isotope Application for Tracing Sources of Contamination in Groundwater. – *Environ. Sci. Technol.* **28**: 1968-1974
- VERVIER, P. & J. GIBERT (1991): Dynamics of surface water/groundwater ecotones in a karstic aquifer. – *Freshwater Biol.* **26**: 241-250
- VON GUNTEN, H. R. & T. P. KULL (1986): Infiltration of inorganic compounds from the Glatt River, Switzerland, into a groundwater aquifer.–*Water Air Soil Pollut.* **29**: 333-346
- VON GUNTEN, H. R.; KARAMETAXA, G.; KRÄHENBÜHL, U.; KUSLYS, M.; GIOVANOLI, R.; HOEHN, E. & R. KEIL (1991): Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater. – *Geochim. Cosmochim. Acta* **55**: 3597-3609
- VON GUNTEN, KARAMETAXA, G. & R. KELL (1994): Chemical Processes in Infiltrated Riverbed Sediments. – *Environ. Sci. Technol.* **28**: 2087-2093
- WÄGELE, J. W. (2007): Isopoda (Asseln). – In: SCHMINKE, H. K. & G. GAD (Hrsg.): Grundwasserfauna Deutschland - Ein Bestimmungswerk. DWA-Themen März 2007: 273-293; Hennef
- WARD, J. V. & N. J. VOELZ (1997): Interstitial fauna along an epigeal-hypogean gradient in a Rocky Mountain river. In: GIBERT, J., MATHIEU, J., FOURNIER, F. (eds): *Groundwater / surface water ecotones*. Cambridge
- WARD, J. V.; BRETSCHKO, G.; BRUNKE, M.; DANIELOPOL, D.; GIBERT, J.; GONSER, T. & A. G. HILDREW (1998): The boundaries of river systems: the metazoan perspective. – *Freshw. Biol.* **40**: 531-569
- WARD, J. V., MALARD, F., STANFORD, J. A. & T. GONSER (2000): Interstitial aquatic fauna of shallow unconsolidated sediments, particularly hyporheic biotopes. - In: WILKENS, H.; CULVER, D. & W. F. HUMPHREYS (eds.): *Subterranean Ecosystems*. (= *Ecosystems of the World* **30**): 41-58; Amsterdam
- WETT, B.; JAROSCH, H. & K. INGERLE (2002): Flood induced infiltration affecting a bank filtrate well at the River Enns, Austria. - *J. Hydrol.* **266**, 222-234
- WILLIAMS, D. D. (1989): Towards a biological and chemical definition of the hyporheic zone in two Canadian rivers. – *Freshw. Biol.* **22**: 189-208
- WINTER, T. C. (1999): Relation of streams, lakes and wetlands to groundwater flow systems. – *Hydrogeol. J.* **7**: 28-45
- WREDE V. & H. D. HILDEN (1988): Geologische Entwicklung. . – In: HILDEN, H. D. (Hrsg.): *Geologie am Niederrhein*: 7-14; Krefeld
- WU, Y. G.; HUI, L.; WANG, H.; LI, Y. F. & R. ZENG (2007): Effectiveness of riverbank filtration for removal of nitrogen from heavily polluted rivers: a case study of Kuihe River, Xuzhou, Jiangsu, China. – *Environ. Geol.* **52**: 19-25

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei den zahlreichen Personen und Institutionen bedanken, die durch ihre Unterstützung und Hilfsbereitschaft zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. habil. Hans Jürgen Hahn, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, für die Betreuung dieser Arbeit, seine stete Hilfsbereitschaft mit vielen konstruktiven Anregungen und Hinweisen sowie für die Übernahme des Erstgutachtens.

Ich bedanke mich herzlich bei Herrn Prof. Dr. Eckhard Friedrich für seine Unterstützung und die Bereitschaft, diese Arbeit zu begutachten.

Herrn Dipl.-Geogr. Jörg Bork möchte ich meinen Dank aussprechen für seinen tatkräftigen Beitrag während der Untersuchungen in Düsseldorf und für die vielen hilfreichen Diskussionen.

Bedanken möchte ich mich auch bei unserem Kooperationspartner K-Water (Korea Water Resources Corporation) für die finanzielle Unterstützung des Projektes als Teil des 21st Century Frontier Research Programs (Grant code #3-4-3). Herrn Dr. Hyoung Soo Kim, Herrn Hee Jun Seok und Frau Lee Jung Won danke ich herzlich für ihren Einsatz, dieses Projekt zu ermöglichen.

Mein besonderer Dank gilt auch der Landesgraduiertenförderung Rheinland-Pfalz für die Gewährung eines zweijährigen Stipendiums.

Für die umfangreiche Unterstützung und vertrauensvolle Zusammenarbeit bedanke ich mich bei den Stadtwerken Düsseldorf, insbesondere bei Herrn Dr. Paul Eckert und Herrn Dipl. Ing. Lars Richters sowie ihren Mitarbeitern des Wasserwerks Düsseldorf-Flehe.

Dem Technologiezentrum Wasser danke ich für die hydrochemischen Analysen. Bei Herrn Dr. Carsten Schmidt und Herrn Sebastian Sturm bedanke ich mich für die stets sehr gute Zusammenarbeit.

Ich danke meinen Kolleginnen und Kollegen der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, die am Gelingen dieses Projektes beteiligt sind, insbesondere Frau Christine Schwender für ihre engagierte Mitarbeit bei der Geländearbeit in Düsseldorf und Herrn Dr. Andreas Fuchs für die Hilfe bei der Bestimmung der Syncarida, Amphipoda und Isopoda sowie seinen Hinweisen zur Systematik der Crustacea.

Diese Arbeit wäre ohne die stetige Unterstützung meiner Eltern nicht möglich gewesen. Daher gebührt Ihnen ein besonderes Dankeschön.

Anhang

Tab. A1: Erhobene physikochemische Parameter für alle Messstellen (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite 1)

Messtelle	Datum	GW-Stand [m]	T [°C]	O ₂ [mg/l]	O ₂ [%]	EC μS cm ⁻¹	pH	NH ₄ ⁺ [mg/l]	Fe ²⁺ [mg/l]	Mn ²⁺ [mg/l]	B [mg/l]	Cl [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	AOX [mg/l]	DOC [mg]	SAK [1/m]	GFI
Rhein	16.02.05	---	5,3	12,65	98,2	488	7,94	0,09	0,18	0,005	0,04	61,9	45,4	16,6	0,12	15	3,8	11,2	---
Rhein	17.03.05	---	9,0	12,85	110,2	686	8,04	0,06	0,03	0,005	0,06	91,9	63,7	17,7	0,12	9	4,2	6,5	---
Rhein	18.04.05	---	13,2	11,02	106,6	679	8,05	0,03	0,01	0,005	0,05	84,2	49,3	12,7	0,03	8	2,5	7,2	---
Rhein	24.05.05	---	17,0	10,60	108,9	598	8,05	0,01	0,01	0,005	0,05	63,8	50,1	10,8	---	10	2,3	6,1	---
Rhein	22.06.05	---	26,8	8,55	105,7	632	7,89	0,01	0,01	0,005	0,07	64,9	54,5	9,0	0,01	8	2,4	4,9	---
Rhein	19.07.05	---	23,9	8,76	103,9	658	8,16	0,01	0,01	0,005	0,07	66,0	55,3	8,5	0,04	7	2,3	5,7	---
Rhein	10.08.05	---	19,8	8,51	93,5	551	8,15	0,01	0,01	0,005	0,05	44,4	49,5	8,6	0,01	---	2,3	6,0	---
Rhein	13.09.05	---	21,1	8,18	90,8	609	7,99	0,01	0,00	0,000	0,06	57,0	52,3	8,6	0,01	8	2,5	5,1	---
Rhein	12.10.05	---	16,3	9,33	95,0	636	7,85	0,02	0,00	0,000	0,06	59,8	53,8	10,5	0,00	11	2,9	8,0	---
Rhein	15.11.05	---	11,7	10,48	97,2	743	8,00	0,00	0,01	0,000	0,08	89,1	69,5	12,0	0,00	13	3,2	7,0	---
Rhein	13.12.05	---	6,5	11,93	95,2	733	7,76	0,07	0,02	0,000	---	97,6	71,6	14,7	0,11	12	2,9	7,3	---
Rhein	17.01.06	---	3,4	12,44	92,7	745	8,00	0,22	0,01	0,000	0,07	107,0	58,3	0,0	0,11	16	3,0	8,2	---
A1	16.02.05	2,01	6,3	9,43	75,2	577	7,67	0,01	0,08	0,089	0,05	74,7	52,0	16,4	0,01	8	1,6	3,6	32,17
A1	17.03.05	5,00	8,0	7,56	63,1	571	7,64	0,01	0,01	0,033	0,05	72,4	50,1	20,2	0,01	9	1,5	3,6	28,81
A1	18.04.05	4,90	10,7	6,21	58,0	632	8,61	0,02	0,01	0,149	0,05	72,5	52,0	16,6	0,01	8	1,7	4,2	20,00
A1	24.05.05	4,66	15,4	4,03	39,7	608	7,54	0,01	0,01	0,005	0,05	63,6	47,8	12,6	---	7	1,4	2,9	21,03
A1	22.06.05	5,62	23,0	3,21	37,0	629	8,49	0,01	0,01	0,005	0,07	58,9	48,8	9,7	0,02	5	1,2	2,5	18,77
A1	19.07.05	5,90	20,7	1,24	13,6	669	7,82	0,01	0,01	0,018	0,06	62,9	54,8	6,8	0,05	5	1,5	2,8	11,67
A1	10.08.05	5,75	20,8	0,98	11,1	698	8,82	0,01	0,01	0,022	0,06	66,8	56,4	5,9	0,01	---	1,2	2,9	10,37
A1	13.09.05	5,34	20,7	1,11	12,4	581	8,42	0,00	0,00	0,015	---	42,6	42,0	5,4	0,00	0	1,1	2,3	11,04
A1	12.10.05	5,87	18,1	2,27	24,0	647	7,57	0,00	0,00	0,031	---	60,3	53,0	8,0	0,02	7	1,4	2,7	12,89
A1	15.11.05	6,91	13,4	3,92	37,8	662	7,55	0,00	0,00	0,000	0,06	76,2	59,2	10,7	0,00	12	3,0	3,7	20,74
A1	13.12.05	6,14	10,2	4,82	42,2	718	7,56	0,01	0,00	0,000	---	87,1	66,9	11,2	0,00	11	2,3	4,3	18,78
A1	17.01.06	6,44	7,0	6,36	52,0	678	7,19	0,74	0,00	0,046	---	88,2	63,6	7,9	0,06	10	2,5	3,3	21,57
A2	16.02.05	1,91	5,4	8,77	68,4	561	7,86	0,01	0,04	0,215	0,05	75,2	51,6	17,1	0,01	10	1,5	3,6	34,26
A2	17.03.05	4,98	7,1	7,35	59,9	574	7,54	0,01	0,01	0,345	0,05	72,5	49,4	17,5	0,01	10	1,6	3,7	31,37
A2	18.04.05	4,90	10,3	7,98	72,8	583	8,13	0,03	0,03	0,413	0,05	69,9	47,7	17,2	0,01	9	1,9	4,6	32,68
A2	24.05.05	4,66	14,7	5,66	54,4	636	8,18	0,01	0,01	0,005	0,05	68,5	47,8	16,0	---	8	1,5	3,8	27,53
A2	22.06.05	5,62	24,0	5,67	66,8	621	7,23	0,01	0,01	0,016	0,06	66,4	47,3	15,0	0,03	6	1,5	3,3	27,55
A2	19.07.05	5,89	21,4	2,95	33,6	668	8,05	0,01	0,01	0,020	0,05	65,4	48,0	14,1	0,06	5	1,8	3,4	19,87
A2	10.08.05	5,75	21,5	1,63	18,5	670	7,68	0,01	0,01	0,016	0,06	64,1	55,0	8,6	0,01	---	1,2	3,0	14,77
A2	13.09.05	5,34	21,0	2,73	30,5	565	7,93	0,01	0,00	0,018	---	46,0	44,7	8,9	0,00	5	1,1	2,4	19,12
A2	12.10.05	5,87	18,3	2,33	24,7	646	7,66	0,00	0,00	0,009	---	52,8	47,6	8,8	0,00	0	1,3	2,7	17,66
A2	15.11.05	6,91	13,9	6,05	58,9	692	7,58	0,04	0,00	0,000	0,06	83,5	62,3	12,1	0,00	16	2,1	4,3	28,46
A2	13.12.05	6,12	9,9	6,80	58,8	748	7,59	0,00	0,00	0,000	---	94,7	71,5	13,3	0,00	9	1,5	3,3	30,17
A2	17.01.06	6,44	6,1	9,16	73,2	706	7,39	0,00	0,00	0,000	---	99,4	66,1	17,3	0,00	11	1,7	3,1	28,59
A3	16.02.05	1,92	5,2	8,59	66,4	547	8,00	0,01	0,03	0,013	0,05	71,1	52,2	16,5	0,01	11	1,6	3,8	34,77
A3	17.03.05	5,00	7,2	9,63	78,1	568	7,83	0,01	0,01	0,026	0,05	72,4	49,7	15,3	0,03	8	1,6	3,5	36,82
A3	18.04.05	4,92	11,2	6,38	59,0	624	8,42	0,01	0,01	0,125	0,05	74,6	50,2	13,6	0,02	7	1,6	3,8	29,97
A3	24.05.05	4,66	15,2	2,77	27,4	603	9,10	0,01	0,01	0,007	0,05	63,0	49,5	12,1	---	9	1,4	3,1	19,75
A3	22.06.05	5,62	23,7	2,27	26,5	639	7,29	0,01	0,01	0,032	0,07	64,5	54,5	8,9	0,01	6	1,1	2,7	17,88
A3	19.07.05	5,90	22,2	1,35	15,5	614	9,06	0,01	0,01	0,074	0,06	61,2	53,0	6,3	0,07	5	1,6	3,4	13,79
A3	10.08.05	5,74	21,8	1,26	14,5	609	8,92	0,01	0,01	0,045	0,06	48,5	52,4	9,0	0,01	---	1,2	2,8	13,32
A3	13.09.05	5,35	21,3	1,42	15,7	580	8,62	0,00	0,00	0,183	---	50,5	45,6	7,6	0,00	6	1,1	2,4	11,54
A3	12.10.05	5,87	18,0	4,06	42,8	636	8,43	0,00	0,00	0,018	---	59,6	54,8	8,7	0,02	5	1,4	7,8	23,91
A3	15.11.05	6,92	13,0	5,38	51,4	695	7,56	0,02	0,00	0,048	0,07	79,5	62,9	11,3	0,03	7	1,4	3,2	27,52
A3	13.12.05	6,13	10,0	7,50	65,4	759	8,49	0,01	0,00	0,036	---	102,0	72,4	14,4	0,01	8	1,5	3,3	32,49
A3	17.01.06	6,46	5,2	7,98	62,6	731	9,08	0,00	0,00	0,018	---	99,7	64,1	17,0	0,02	10	1,8	3,5	33,52
B1	16.02.05	7,01	7,2	8,02	64,9	562	7,69	0,01	0,03	0,008	0,05	74,4	52,4	15,7	0,01	10	1,6	5,7	27,52
B1	17.03.05	9,70	8,2	7,46	63,0	601	7,66	0,01	0,01	0,006	0,05	79,2	50,3	17,2	0,01	9	1,7	7,4	26,54
B1	18.04.05	10,18	9,3	5,61	49,8	595	7,69	0,01	0,03	0,014	0,05	71,7	49,6	14,1	0,01	9	1,7	4,4	23,01
B1	24.05.05	9,38	14,5	3,64	35,5	577	7,43	0,01	0,01	0,005	0,05	61,0	48,1	13,1	---	7	1,5	3,5	18,54
B1	22.06.05	10,19	21,2	3,12	34,9	592	7,40	0,01	0,01	0,005	0,06	58,4	49,5	10,5	0,01	6	1,4	3,1	17,16
B1	19.07.05	10,57	19,5	2,93	32,0	638	7,64	0,01	0,01	0,005	0,06	63,0	54,6	9,6	0,04	6	1,5	3,4	9,60
B1	10.08.05	10,45	20,7	1,94	21,8	646	7,57	0,01	0,01	0,013	0,06	63,6	55,8	7,5	0,01	---	1,4	4,4	11,05
B1	13.09.05	10,09	20,6	2,30	25,4	539	7,45	0,00	0,00	0,000	---	40,1	37,7	7,9	0,00	8	1,3	2,8	14,74
B1	12.10.05	10,55	18,9	2,76	29,7	589	7,52	0,00	0,00	0,000	---	45,4	43,0	7,1	0,00	5	1,6	3,2	16,14
B1	15.11.05	11,62	13,7	3,44	33,4	569	7,52	0,00	0,00	0,000	0,05	45,6	42,9	5,8	0,02	6	1,3	4,3	18,02
B1	13.12.05	10,75	11,9	3,81	34,5	591	7,52	0,02	0,00	0,000	---	60,9	50,5	7,3	0,00	7	1,5	5,3	15,49
B1	17.01.06	11,05	7,2	6,48	53,3	651	8,19	0,00	0,00	0,000	---	52,0	44,1	6,7	0,00	9	1,5	3,2	20,20
B2	16.02.05	6,99	6,8	6,53	52,6	569	7,65	0,01	0,03	0,005	0,05	73,1	51,4	16,7	0,01	7	1,3	3,0	26,60
B2	17.03.05	9,70	7,4	7,02	58,2	525	7,53	0,02	0,02	0,005	0,05	65,6	47,0	17,2	0,01	7	1,5	3,2	27,58
B2	18.04.05	9,67	8,9	5,81	51,0	558	7,51	0,01	0,03	0,005	0,05	69,2	46,5	16,9	0,01	9	1,5	3,6	25,09
B2	24.05.05	9,38	15,0	4,25	41,7	580	7,45	0,01	0,01	0,005	0,05	58,5	47,2	12,6	---	7	1,2	2,7	21,46
B2	22.06.05	10,19	21,7	2,76	30,0	599	7,36	0,01	0,01	0,005	0,07	56,8	49,1	10,3	0,01	6	1,2	2,5	17,29
B2	19.07.05	10,56	20,7	1,88	21,0	648	7,65	0,01	0,01	0,005	0,07	62,3	55,5	9,1	0,07	9	1,8	3,2	14,27
B2	10.08.05	10,45	21,5	1,62	18,4	680	7,60	0,01	0,01	0,008	0,06	68,5	57,						

Tab. A1: Fortsetzung erhobene physikochemische Parameter für alle Messstellen

Messtelle	Datum	GW-Stand [m]	T [°C]	O ₂ [mg/l]	O ₂ [%]	σ [μS cm ⁻¹]	pH	NH ₄ ⁺ [mg/l]	Fe ²⁺ [mg/l]	Mn ²⁺ [mg/l]	B [mg/l]	Cl [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	AOX [μg/l Cl]	DOC [mg/l]	SAK [1/m]	GFI
C1	16.02.05	7,58	11,0	1,79	16,1	794	7,64	0,05	0,01	0,007	0,04	112,0	75,1	1,4	0,01	9	0,9	1,9	4,40
C1	17.03.05	9,84	12,5	1,78	16,1	789	7,56	0,03	0,01	0,063	0,04	113,0	72,8	2,5	0,01	7	1,0	2,0	4,39
C1	18.04.05	9,84	11,8	2,66	25,2	768	7,63	0,03	0,06	0,355	0,04	103,0	68,0	6,4	0,01	9	1,0	3,7	4,38
C1	24.05.05	9,46	13,2	5,33	50,7	677	7,09	0,01	0,01	0,005	0,07	71,2	60,0	15,9	---	9	0,7	1,0	7,60
C1	22.06.05	10,21	18,0	3,84	40,5	732	7,46	0,01	0,01	0,005	0,07	83,5	57,5	10,9	0,02	6	0,8	1,7	5,27
C1	19.07.05	10,61	13,6	2,54	24,6	751	7,80	0,01	0,01	0,005	0,05	83,5	58,7	10,6	0,05	6	1,1	1,8	4,28
C1	10.08.05	10,56	13,4	1,36	13,0	838	7,56	0,07	0,01	0,005	0,07	78,1	75,2	8,2	0,01	---	0,9	1,7	3,13
C1	13.09.05	10,24	14,8	1,02	10,0	843	7,59	0,09	0,00	0,000	---	102,0	72,3	3,8	0,29	6	1,1	1,7	2,71
C1	12.10.05	10,66	13,4	1,27	12,1	830	7,70	0,04	0,00	0,000	---	100,0	69,5	4,2	0,17	6	1,1	2,4	3,03
C1	15.11.05	11,72	11,4	1,71	15,7	783	7,59	0,03	0,00	0,000	0,06	84,9	61,7	7,2	0,06	5	1,8	4,2	4,30
C1	13.12.05	10,79	12,6	2,13	19,7	763	7,51	0,08	0,00	0,000	---	91,0	67,1	5,3	0,01	10	1,0	2,1	4,80
C1	17.01.06	11,06	11,5	5,75	52,6	736	7,51	0,00	0,00	0,000	---	84,3	74,2	13,9	0,00	10	1,1	1,9	6,44
C2	16.02.05	7,59	11,2	5,13	46,3	624	7,33	0,01	0,01	0,072	0,06	79,5	58,0	15,2	0,01	12	0,8	1,4	5,89
C2	17.03.05	9,87	12,5	6,29	58,2	640	7,24	0,01	0,01	0,005	0,06	78,1	57,3	16,0	0,01	5	0,9	0,9	4,61
C2	18.04.05	9,81	11,8	6,52	62,9	665	7,31	0,01	0,01	0,046	0,07	75,9	57,7	15,8	0,01	5	0,7	1,3	4,70
C2	24.05.05	9,48	13,3	2,57	24,7	736	7,52	0,01	0,01	0,005	0,05	94,8	61,8	9,1	---	8	1,1	1,7	4,17
C2	22.06.05	10,24	18,0	5,63	59,1	725	7,13	0,01	0,01	0,005	0,09	65,8	63,6	15,0	0,01	5	0,7	1,0	4,37
C2	19.07.05	10,62	13,6	4,95	47,7	780	7,34	0,01	0,01	0,005	0,09	55,2	75,0	14,5	0,09	5	1,2	1,2	4,09
C2	10.08.05	10,58	13,3	4,85	46,4	789	7,26	0,01	0,01	0,007	0,09	53,8	80,6	14,6	0,01	---	1,9	1,3	4,05
C2	13.09.05	10,26	14,8	5,23	51,3	639	7,24	0,00	0,00	0,000	---	57,3	64,7	10,9	0,00	0	0,7	0,8	4,21
C2	12.10.05	10,72	13,4	5,17	49,6	674	7,12	0,00	0,00	0,000	---	54,5	64,4	11,3	0,00	6	1,0	1,5	4,18
C2	15.11.05	11,73	11,6	4,95	46,0	790	7,12	0,00	0,00	0,007	0,10	48,4	74,7	14,0	0,00	0	0,7	1,0	7,09
C2	13.12.05	10,80	12,5	3,66	33,7	811	7,13	0,01	0,00	0,009	---	47,4	77,2	13,8	0,00	7	0,7	1,1	4,98
C2	17.01.06	11,08	11,8	6,49	59,8	743	7,29	0,00	0,00	0,000	---	47,7	68,8	13,6	0,02	5	0,9	1,1	6,63
C3	16.02.05	7,66	11,7	6,78	61,8	616	7,25	0,01	0,01	0,005	0,05	77,1	53,0	16,8	0,01	7	0,9	1,5	6,74
C3	17.03.05	9,89	13,0	8,02	75,0	637	7,17	0,01	0,01	0,005	0,06	72,2	56,8	16,0	0,01	6	0,9	1,5	5,18
C3	18.04.05	9,86	11,5	7,64	71,5	671	7,09	0,01	0,02	0,005	0,07	66,7	61,7	15,2	0,03	8	0,6	1,1	5,06
C3	24.05.05	9,51	12,8	7,64	71,9	604	7,00	0,01	0,01	0,005	0,07	69,3	59,4	15,4	---	5	0,7	1,0	7,15
C3	22.06.05	10,28	17,9	6,66	69,8	751	6,91	0,01	0,01	0,005	0,11	52,3	76,3	14,8	0,01	6	0,7	0,9	4,72
C3	19.07.05	10,66	13,4	6,10	58,6	796	7,10	0,01	0,01	0,005	0,10	51,6	78,4	14,8	0,06	6	0,9	0,9	4,52
C3	10.08.05	10,61	13,0	5,35	50,9	733	7,13	0,01	0,01	0,005	0,08	57,0	67,7	11,8	0,01	---	0,6	1,0	4,23
C3	13.09.05	10,30	15,3	5,44	53,6	705	7,00	0,00	0,00	0,000	---	55,7	64,6	11,6	0,00	0	0,7	0,6	6,04
C3	12.10.05	10,70	13,6	5,74	55,1	795	6,97	0,00	0,00	0,000	---	50,6	79,9	14,5	0,00	0	0,8	1,0	6,20
C3	15.11.05	11,77	11,8	6,35	59,1	815	7,02	0,00	0,00	0,000	0,11	45,9	84,9	15,8	0,00	0	0,7	0,9	6,52
C3	13.12.05	10,82	12,6	7,55	69,8	822	7,02	0,00	0,00	0,000	---	51,4	83,4	14,3	0,02	0	0,6	1,0	8,71
C3	17.01.06	11,10	11,7	6,58	60,6	826	7,15	0,00	0,00	0,000	---	47,1	62,2	16,8	0,00	0	0,9	0,9	6,64
11	17.03.05	8,99	14,2	1,76	16,9	835	6,95	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,18
11	18.04.05	8,91	13,1	2,21	21,5	830	7,21	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,94
11	24.05.05	8,52	14,2	1,50	14,7	901	7,06	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,09
11	22.06.05	10,20	14,8	1,34	13,2	869	7,03	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,73
11	19.07.05	9,56	14,8	3,86	37,5	876	7,14	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,75
11	10.08.05	9,69	14,1	4,56	44,2	891	7,11	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,35
12	17.03.05	10,39	11,6	8,51	75,3	590	7,12	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	7,32
12	18.04.05	10,66	8,4	7,81	68,1	602	7,53	0,01	0,01	0,003	0,05	70,7	50,8	15,6	---	10	1,2	2,6	9,92
12	24.05.05	10,14	14,8	5,10	49,3	673	7,19	0,01	0,01	0,003	0,05	58,4	45,9	12,5	---	5	1,2	2,3	5,67
12	22.06.05	10,74	11,9	4,04	36,7	601	7,24	0,01	0,01	0,003	0,07	59,8	50,1	10,5	0,04	7	1,1	2,3	5,05
12	19.07.05	11,13	14,4	5,13	48,4	644	7,29	0,01	0,01	0,003	0,06	64,1	54,9	9,6	0,01	6	1,2	2,1	5,69
12	10.08.05	11,10	14,7	6,72	66,1	658	7,16	0,01	0,01	0,003	0,06	68,0	56,8	9,5	0,01	---	1,0	2,4	6,51
13	17.03.05	10,97	11,5	6,52	59,8	805	6,98	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	4,11
13	18.04.05	11,20	11,4	7,25	67,8	804	7,17	0,01	0,01	0,015	0,09	46,8	101,0	13,5	---	7	0,7	1,1	2,50
13	24.05.05	10,54	13,2	2,91	27,9	879	7,02	0,01	0,01	0,003	0,09	45,2	109,0	4,8	---	3	0,8	1,0	2,75
13	22.06.05	11,30	12,9	2,27	21,4	834	7,04	0,01	0,01	0,003	0,11	45,1	108,0	9,3	0,01	7	0,7	0,9	1,98
13	19.07.05	11,59	13,7	7,22	72,3	879	7,10	0,01	0,01	0,003	0,10	44,0	103,0	13,7	0,05	6	0,9	1,0	3,53
13	10.08.05	11,68	12,3	9,54	89,1	877	6,89	0,01	0,01	0,003	0,10	47,3	107,0	14,0	0,01	---	0,7	1,0	4,06
14	17.03.05	10,78	13,5	1,18	9,5	922	6,91	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,09
14	18.04.05	10,73	12,5	0,07	0,7	1010	7,19	0,10	0,05	0,269	0,11	45,7	126,0	2,0	0,02	3	1,1	2,1	0,33
14	24.05.05	10,39	13,7	0,87	8,4	937	6,93	0,05	0,01	0,432	0,11	48,1	129,0	0,9	---	3	1,4	3,2	0,94
14	22.06.05	11,11	14,3	0,00	0,0	953	6,81	0,03	0,01	0,399	0,12	53,6	126,0	1,3	0,01	9	1,2	1,9	0,00
14	19.07.05	11,26	14,5	2,54	25,4	1008	7,06	0,04	0,01	0,843	0,11	57,1	130,0	1,2	0,05	3	1,1	1,9	1,60
14	10.08.05	11,44	13,5	3,91	37,4	972	6,99	0,02	0,02	0,458	0,11	54,1	122,0	1,8	0,04	---	1,2	1,9	1,99
15	17.03.05	10,93	12,1	3,69	34,3	678	7,28	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	3,37
15	18.04.05	10,95	11,5	5,02	46,6	610	7,22	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	3,93
15	24.05.05	10,60	12,4	5,34	49,5	690	7,20	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	4,96
15	22.06.05	10,39	14,2	0,00	0,0	677	7,29	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,00
15	19.07.05	11,59	14,6	4,77	45,5	691	7,39	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	4,69
15	10.08.05	11,58	12,4	6,73	62,6	733	7,13	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	4,55
80	17.03.05	10,20	14,3	1,93	18,9	953	6,79	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	5,58
80	18.04.05	10,13	13,5	1,81	17,5	912	7,05	0,02	0,02	0,125	0,11	54,2	117,0	0,8	---	9	1,2	2,5	5,41
80	24.05.05	9,82	14,3	1,42	13,6	934	6,93	0,01	0,01	0,003	0,11	42,6	117,0	0,3	---	5	1,3	2,4	4,79
80	22.06.05	10,64	19,9	2,60	21,9	897	6,90	0,01	0,01	0,003	0,								

Tab. A2: Median und Standardabweichung der hydrochemischen Parameter aller untersuchten Messstellen für dem Zeitraum April-August 2005 (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite 1)

	Temp. (°C)	O ₂ (mg l ⁻¹)	O ₂ (%)	σ (μS cm ⁻¹)	pH	NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	Fe (mg l ⁻¹)	Mn (mg l ⁻¹)	B (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	AOX (μg Cl l ⁻¹)	DOC (mg l ⁻¹)	SAK (254 nm) (1/m)
Rhein																
Median	19,8	8,76	105,7	632,0	8,05	0,01	0,01	0,005	0,05	64,9	50,1	9,0	0,02	8,0	2,3	6,0
SD	4,8	1,09	5,4	45,3	0,10	0,01	0,00	0,000	0,01	12,6	2,6	1,6	0,01	1,1	0,1	0,7
A1																
Median	20,7	3,21	37,0	632	8,49	0,01	0,01	0,018	0,06	63,6	52,0	9,7	0,02	6,0	1,4	2,9
SD	4,5	1,92	17,5	32	0,49	0,00	0,00	0,055	0,01	4,5	3,3	3,9	0,02	1,3	0,2	0,6
A2																
Median	21,4	5,66	54,4	636	8,05	0,01	0,01	0,016	0,05	66,4	47,8	15,0	0,02	7,0	1,5	3,4
SD	5,1	2,24	20,4	32	0,36	0,01	0,01	0,160	0,00	2,1	2,9	3,0	0,02	1,6	0,2	0,6
A3																
Median	21,8	2,27	26,5	614	8,92	0,01	0,01	0,045	0,06	63,0	52,4	9,0	0,02	6,5	1,4	3,1
SD	4,8	1,87	16,1	13	0,68	0,00	0,00	0,040	0,01	8,3	1,8	2,6	0,02	1,5	0,2	0,4
B1																
Median	19,5	3,12	34,9	595	7,57	0,01	0,01	0,005	0,06	63,0	49,6	10,5	0,01	6,5	1,5	3,5
SD	4,5	1,21	9,0	27	0,11	0,00	0,01	0,004	0,00	4,5	3,1	2,4	0,01	1,2	0,1	0,5
B2																
Median	20,7	2,76	30,0	599	7,51	0,01	0,01	0,005	0,06	62,3	49,1	10,3	0,01	8,0	1,2	3,2
SD	5,0	1,57	12,4	45	0,10	0,00	0,01	0,001	0,01	5,1	4,5	2,9	0,03	1,3	0,3	0,5
B3																
Median	20,7	2,91	28,8	611	7,46	0,01	0,01	0,005	0,06	63,4	53,0	10,1	0,01	6,0	1,2	2,7
SD	4,9	2,17	18,7	29	0,09	0,00	0,00	0,000	0,01	6,7	3,4	2,2	0,00	0,7	0,1	0,3
C1																
Median	13,4	2,66	25,2	751	7,56	0,01	0,01	0,005	0,07	83,5	60,0	10,6	0,02	7,5	0,9	1,7
SD	2,1	1,34	13,2	52	0,24	0,02	0,02	0,140	0,01	10,6	6,7	3,2	0,02	1,5	0,1	0,9
C2																
Median	13,3	4,95	47,7	736	7,31	0,01	0,01	0,005	0,09	65,8	63,6	14,6	0,01	5,0	1,1	1,3
SD	2,1	1,31	13,3	44	0,13	0,00	0,00	0,016	0,02	15,1	8,6	2,4	0,03	1,3	0,4	0,2
C3																
Median	13,0	6,66	69,8	733	7,09	0,01	0,01	0,005	0,08	57,0	67,7	14,8	0,02	6,0	0,7	1,0
SD	2,2	0,89	8,4	67	0,08	0,00	0,00	0,000	0,02	7,3	7,6	1,3	0,02	1,1	0,1	0,1
011																
Median	14,2	2,21	21,5	876	7,11											
SD	0,6	1,29	12,5	24	0,06											
012																
Median	14,4	5,13	49,3	644	7,24	0,01	0,01	0,003	0,06	64,1	50,8	10,5	0,01	6,5	1,2	2,3
SD	2,5	1,34	11,8	29	0,13	0,00	0,00	0,000	0,01	4,7	3,8	2,3	0,02	1,9	0,1	0,2
013																
Median	12,9	7,22	67,8	877	7,04	0,01	0,01	0,003	0,10	45,2	107,0	13,5	0,01	6,5	0,7	1,0
SD	0,8	2,79	26,4	31	0,09	0,00	0,00	0,005	0,01	1,2	3,1	3,6	0,02	1,8	0,1	0,1
014																
Median	13,7	0,87	8,4	972	6,99	0,04	0,01	0,432	0,11	53,6	126,0	1,3	0,03	2,5	1,2	1,9
SD	0,7	1,52	14,7	29	0,13	0,03	0,02	0,193	0,00	4,2	2,8	0,4	0,02	2,8	0,1	0,5
015																
Median	12,4	5,02	46,6	690	7,22											
SD	1,2	2,29	21,3	40	0,09											
080																
Median	14,7	2,04	20,2	912	7,02	0,01	0,01	0,003	0,12	42,8	117,0	0,3	0,01	5,5	1,3	2,5
SD	2,3	0,55	5,0	29	0,09	0,01	0,01	0,048	0,01	4,6	0,7	0,2	0,02	1,6	0,1	0,2

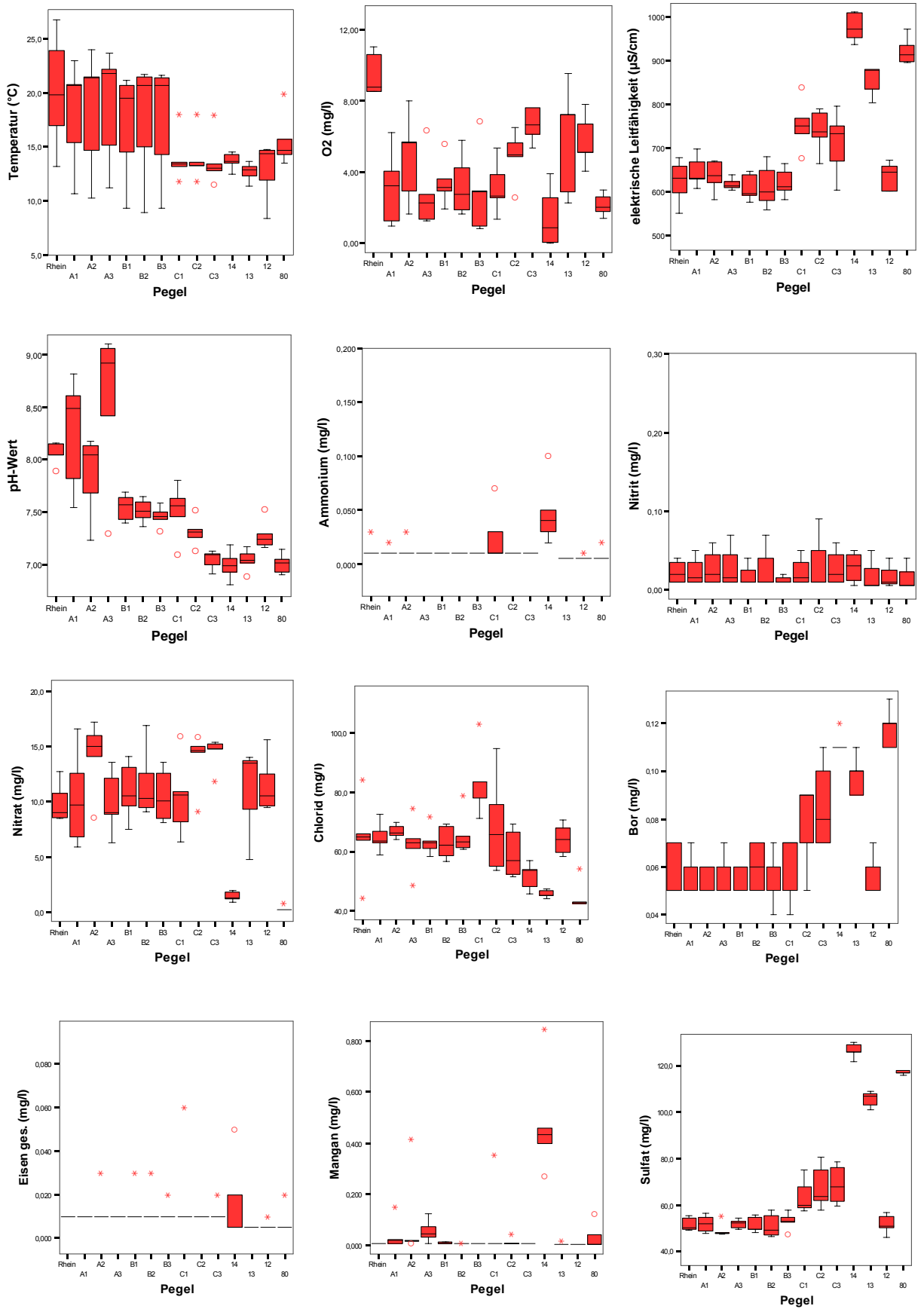


Abb. A1: Boxplots der physikochemischen Parameter für die einzelnen Pegel im Zeitraum von April bis August 2005 (○ = Ausreißer, * = Extremwerte)

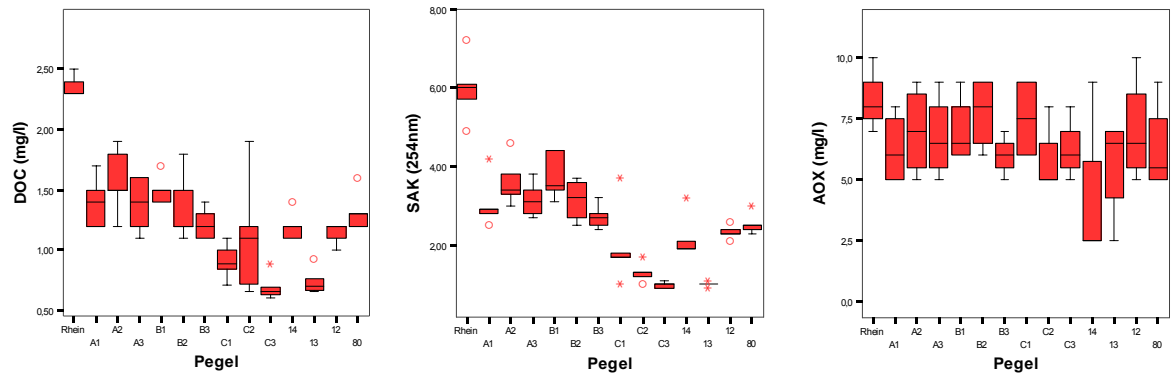


Abb. A1: Fortsetzung Boxplots der physikochemischen Parameter für die einzelnen Pegel im Zeitraum von April bis August 2005 (○ = Ausreißer, * = Extremwerte)

Tab. A3: Median und Standardabweichung der hydrochemischen Parameter der Pegel A, B, C von Februar 2005 bis Januar 2006 (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf Seite 1)

	Temp. (°C)	O ₂ (mg l ⁻¹)	O ₂ (%)	σ (μS cm ⁻¹)	pH	NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	Fe (mg l ⁻¹)	Mn (mg l ⁻¹)	B (mg l ⁻¹)	Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	AOX (μg l ⁻¹ Cl)	DOC (mg l ⁻¹)	SAK (254 nm) (1/m)
Rhein																
Median	14,8	10,54	97,7	647	8,00	0,02	0,01	0,005	0,06	65,5	54,2	10,7	0,03	10,0	2,7	6,8
SD	7,26	1,68	6,54	75	0,11	0,06	0,05	0,002	0,01	18,4	7,9	4,4	0,05	2,9	0,6	1,6
A1																
Median	14,4	3,98	38,8	640	7,66	0,01	0,01	0,020	0,06	69,6	52,5	10,2	0,01	8,0	1,5	3,1
SD	5,79	2,60	19,99	46	0,51	0,20	0,02	0,042	0,01	12,1	6,6	4,5	0,02	3,2	0,6	0,6
A2																
Median	14,3	5,86	58,9	641	7,67	0,01	0,01	0,016	0,05	69,2	48,7	14,6	0,01	9,0	1,5	3,4
SD	6,40	2,50	18,71	58	0,28	0,01	0,01	0,143	0,00	14,7	8,3	3,3	0,02	3,9	0,3	0,6
A3																
Median	14,1	4,72	47,1	619	8,46	0,01	0,01	0,034	0,06	67,8	52,7	11,7	0,02	7,0	1,5	3,4
SD	6,56	2,95	22,01	62	0,59	0,01	0,01	0,050	0,01	16,1	7,3	3,5	0,02	1,9	0,2	1,3
B1																
Median	14,1	3,54	34,7	592	7,55	0,01	0,01	0,005	0,05	61,0	49,6	8,8	0,01	7,0	1,5	3,9
SD	5,37	1,98	13,71	33	0,20	0,01	0,01	0,005	0,00	11,6	5,1	3,7	0,01	1,6	0,1	1,3
B2																
Median	14,5	3,11	32,3	602	7,53	0,01	0,01	0,005	0,06	67,1	52,8	10,2	0,01	7,0	1,3	3,1
SD	5,75	1,86	13,32	58	0,13	0,01	0,01	0,003	0,01	9,7	6,7	3,2	0,02	1,2	0,2	0,6
B3																
Median	14,3	3,69	38,2	628	7,43	0,01	0,01	0,005	0,06	66,9	53,9	10,3	0,01	7,0	1,3	2,8
SD	5,53	2,72	22,28	64	0,12	0,01	0,01	0,002	0,01	12,5	7,1	3,1	0,01	1,8	0,2	0,8
C1																
Median	12,9	1,96	17,9	776	7,58	0,03	0,01	0,005	0,06	88,0	68,8	6,8	0,01	7,0	1,0	1,9
SD	1,81	1,50	14,35	47	0,16	0,03	0,02	0,097	0,01	12,9	6,4	4,3	0,09	1,8	0,3	0,9
C2																
Median	12,9	5,15	48,7	731	7,25	0,01	0,01	0,005	0,08	56,3	64,6	14,3	0,01	5,0	0,8	1,2
SD	1,76	1,09	10,61	64	0,11	0,00	0,00	0,021	0,02	14,8	7,8	2,0	0,02	3,2	0,3	0,2
C3																
Median	12,9	6,62	61,2	742	7,06	0,01	0,01	0,005	0,08	54,0	66,2	15,0	0,01	5,0	0,7	1,0
SD	1,75	0,87	7,78	79	0,09	0,00	0,01	0,002	0,02	10,1	10,6	1,6	0,02	3,2	0,1	0,2

Tab. A4: Spearman-Rangkorrelationstabelle der physikochemischen Parametern für alle Pegel (Ausnahme: Pegel 11 und 14) für April 2005 bis August 2005 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,7$)

		T	O ₂	σ	pH-Wert	Ammonium	Eisen	Mangan	Bor
T	Korrelation	1	-,282(*)	-0,235	,277(*)	-0,194	-,262(*)	-0,213	-0,071
	Signifikanz		0,018	0,051	0,020	0,108	0,029	0,077	0,561
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
O ₂	Korrelation	-,282(*)	1	-,310(**)	0,028	-,247(*)	-0,045	-0,194	-0,212
	Signifikanz	0,018		0,009	0,819	0,040	0,713	0,108	0,078
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
σ	Korrelation	-0,235	-,310(**)	1	-,533(**)	,405(**)	-0,005	,472(**)	,860(**)
	Signifikanz	0,051	0,009		0,000	0,001	0,969	0,000	0,000
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
pH-Wert	Korrelation	,277(*)	0,028	-,533(**)	1	-0,049	0,082	-0,112	-,606(**)
	Signifikanz	0,020	0,819	0,000		0,684	0,502	0,356	0,000
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Ammonium	Korrelation	-0,194	-,247(*)	,405(**)	-0,049	1	,485(**)	,545(**)	0,184
	Signifikanz	0,108	0,040	0,001	0,684		0,000	0,000	0,127
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Eisen	Korrelation	-,262(*)	-0,045	-0,005	0,082	,485(**)	1	,299(*)	-0,183
	Signifikanz	0,029	0,713	0,969	0,502	0,000		0,012	0,130
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Mangan	Korrelation	-0,213	-0,194	,472(**)	-0,112	,545(**)	,299(*)	1	,297(*)
	Signifikanz	0,077	0,108	0,000	0,356	0,000	0,012		0,013
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Bor	Korrelation	-0,071	-0,212	,860(**)	-,606(**)	0,184	-0,183	,297(*)	1
	Signifikanz	0,561	0,078	0,000	0,000	0,127	0,130	0,013	
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Chlorid	Korrelation	-0,125	0,152	-,439(**)	,318(**)	0,058	,358(**)	-0,020	-,684(**)
	Signifikanz	0,304	0,209	0,000	0,007	0,632	0,002	0,871	0,000
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Sulfat	Korrelation	-,255(*)	-,275(*)	,958(**)	-,565(**)	,343(**)	-0,039	,484(**)	,905(**)
	Signifikanz	0,033	0,021	0,000	0,000	0,004	0,750	0,000	0,000
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Nitrat	Korrelation	-0,234	,613(**)	-,648(**)	0,190	-,298(*)	0,013	-,399(**)	-,559(**)
	Signifikanz	0,051	0,000	0,000	0,115	0,012	0,917	0,001	0,000
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
Nitrit	Korrelation	0,056	-0,040	0,102	0,106	-0,042	-0,107	0,071	0,051
	Signifikanz	0,689	0,775	0,469	0,450	0,765	0,445	0,616	0,716
	N	53	53	53	53	53	53	53	53
AOX	Korrelation	-0,236	,389(**)	-,432(**)	,296(*)	-0,256	0,193	-0,190	-,415(**)
	Signifikanz	0,081	0,003	0,001	0,027	0,057	0,155	0,161	0,001
	N	56	56	56	56	56	56	56	56
DOC	Korrelation	,268(*)	,254(*)	-,320(**)	,506(**)	0,016	0,043	0,008	-,328(**)
	Signifikanz	0,025	0,034	0,007	0,000	0,898	0,724	0,948	0,006
	N	70	70	70	70	70	70	70	70
SAK	Korrelation	,262(*)	,250(*)	-,433(**)	,569(**)	0,053	0,177	0,017	-,490(**)
	Signifikanz	0,028	0,037	0,000	0,000	0,665	0,142	0,889	0,000
	N	70	70	70	70	70	70	70	70

Tab. A4: Fortsetzung Spearman-Rangkorrelationstabelle der physikochemischen Parametern für alle Pegel (Ausnahme: Pegel 11 und 14) für April 2005 bis August 2005 (grau hinterlegt: Korrelationskoeffizient $r > 0,7$)

		Nitrat	Nitrit	AOX	DOC	SAK
T	Korrelation	-0,234	0,056	-0,236	,268(*)	,262(*)
	Signifikanz	0,051	0,689	0,081	0,025	0,028
	N	70	53	56	70	70
O ₂	Korrelation	,613(**)	-0,040	,389(**)	,254(*)	,250(*)
	Signifikanz	0,000	0,775	0,003	0,034	0,037
	N	70	53	56	70	70
σ	Korrelation	-,648(**)	0,102	-,432(**)	-,320(**)	-,433(**)
	Signifikanz	0,000	0,469	0,001	0,007	0,000
	N	70	53	56	70	70
pH-Wert	Korrelation	0,190	0,106	,296(*)	,506(**)	,569(**)
	Signifikanz	0,115	0,450	0,027	0,000	0,000
	N	70	53	56	70	70
Ammonium	Korrelation	-,298(*)	-0,042	-0,256	0,016	0,053
	Signifikanz	0,012	0,765	0,057	0,898	0,665
	N	70	53	56	70	70
Eisen	Korrelation	0,013	-0,107	0,193	0,043	0,177
	Signifikanz	0,917	0,445	0,155	0,724	0,142
	N	70	53	56	70	70
Mangan	Korrelation	-,399(**)	0,071	-0,190	0,008	0,017
	Signifikanz	0,001	0,616	0,161	0,948	0,889
	N	70	53	56	70	70
Bor	Korrelation	-,559(**)	0,051	-,415(**)	-,328(**)	-,490(**)
	Signifikanz	0,000	0,716	0,001	0,006	0,000
	N	70	53	56	70	70
Chlorid	Korrelation	,378(**)	-0,064	,415(**)	0,083	,256(*)
	Signifikanz	0,001	0,649	0,001	0,493	0,032
	N	70	53	56	70	70
Sulfat	Korrelation	-,666(**)	0,034	-,392(**)	-,293(*)	-,406(**)
	Signifikanz	0,000	0,811	0,003	0,014	0,000
	N	70	53	56	70	70
Nitrat	Korrelation	1	0,009	,372(**)	-0,031	-0,021
	Signifikanz		0,950	0,005	0,801	0,862
	N	70	53	56	70	70
Nitrit	Korrelation	0,009	1	-0,255	0,155	-0,074
	Signifikanz	0,950		0,118	0,268	0,597
	N	53	53	39	53	53
AOX	Korrelation	,372(**)	-0,255	1	,314(*)	,389(**)
	Signifikanz	0,005	0,118		0,019	0,003
	N	56	39	56	56	56
DOC	Korrelation	-0,031	0,155	,314(*)	1	,874(**)
	Signifikanz	0,801	0,268	0,019		0,000
	N	70	53	56	70	70
SAK	Korrelation	-0,021	-0,074	,389(**)	,874(**)	1
	Signifikanz	0,862	0,597	0,003	0,000	
	N	70	53	56	70	70

Tab. A5: Gesamttabundanzen der gefangenen Taxa

Messstelle	Datum	Nematoda	Oligochaeta	Polychaeta	Acari	Insecta	Mikroturbellaria	Tardigra	Rotatoria	Crustacea						
										Amphipoda	Cyclopoida	Harpacticoida	Bathynellaeceae	Isopoda	Ostracoda	Nauplii
A1	16.02.05	1	2	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0
A1	17.03.05	5	0	0	0	0	2	2	0	0	7	0	0	0	0	2
A1	18.04.05	2	0	0	0	0	2	0	0	0	16	1	0	0	0	0
A1	24.05.05	1	0	0	0	0	2	2	0	0	18	1	0	0	0	2
A1	22.06.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	44	0	0	0	0	2
A1	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0	1
A1	10.08.05	1	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
A1	13.09.05	1	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
A1	12.10.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	3
A1	15.11.05	0	2	0	0	0	2	0	0	0	16	0	0	0	0	2
A1	13.12.05	0	7	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	2
A1	17.01.06	1	4	0	0	0	3	0	0	0	7	1	0	0	0	0
A2	16.02.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	17.03.05	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	18.04.05	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	24.05.05	1	3	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	0	0	2
A2	22.06.05	0	3	0	0	0	2	0	0	0	15	0	0	0	0	1
A2	19.07.05	1	0	0	0	0	2	1	0	0	6	0	0	0	0	2
A2	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	1
A2	13.09.05	2	0	0	0	0	1	0	0	0	8	0	0	0	0	2
A2	12.10.05	0	2	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	1
A2	15.11.05	0	2	0	0	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0	0
A2	13.12.05	1	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
A2	17.01.06	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A3	16.02.05	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	5	1
A3	17.03.05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	1	2	0	18	1
A3	18.04.05	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	1	0
A3	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0
A3	22.06.05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	26	0	0	0	6	2
A3	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	1	0	0	3	0
A3	10.08.05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	11	0	0	0	3	0
A3	13.09.05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	14	0	4	0	1	0
A3	12.10.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	23	1	0	0	3	0
A3	15.11.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	3	2
A3	13.12.05	0	3	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	7	0
A3	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	3	0	4	2
B1	16.02.05	1	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0
B1	17.03.05	2	0	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	0	0	2
B1	18.04.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	42	0	0	0	0	0
B1	24.05.05	1	1	0	0	0	2	0	0	0	15	0	0	0	0	1
B1	22.06.05	0	0	0	0	0	3	0	0	1	68	1	0	0	0	2
B1	19.07.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	58	1	0	0	0	1
B1	10.08.05	0	1	0	0	0	2	0	0	0	69	0	0	0	0	0
B1	13.09.05	1	0	0	0	0	2	0	0	0	58	0	0	0	0	3
B1	12.10.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	22	0	0	0	0	0
B1	15.11.05	0	2	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0
B1	13.12.05	0	4	0	0	0	0	0	0	0	6	1	1	0	0	1
B1	17.01.06	0	4	0	0	0	1	0	0	0	5	0	0	0	0	2
B2	16.02.05	0	3	0	0	0	0	3	0	0	4	4	0	0	0	0
B2	17.03.05	2	1	0	0	0	2	0	0	0	9	4	0	0	0	2
B2	18.04.05	2	3	0	0	0	2	0	0	0	10	0	0	0	0	0
B2	24.05.05	1	0	0	0	0	2	0	0	0	17	0	0	0	0	2
B2	22.06.05	0	2	0	0	0	3	0	0	0	85	3	0	0	0	2
B2	19.07.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	65	0	0	0	0	2
B2	10.08.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	33	0	0	0	0	2
B2	13.09.05	1	0	0	0	0	1	0	0	0	43	0	0	0	0	3
B2	12.10.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	19	0	0	0	0	0
B2	15.11.05	0	5	0	0	0	1	0	0	0	24	0	0	0	0	2
B2	13.12.05	0	3	0	0	0	0	0	0	0	30	2	0	0	0	2
B2	17.01.06	0	5	0	0	0	2	0	0	0	18	0	0	0	0	2
B3	16.02.05	1	3	0	0	0	0	2	0	0	13	1	3	0	0	0
B3	17.03.05	0	1	0	0	0	2	0	0	0	29	0	0	0	0	2
B3	18.04.05	2	1	0	0	0	2	0	0	0	40	1	10	0	0	0
B3	24.05.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	25	3	6	0	0	2
B3	22.06.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	47	3	14	0	0	0
B3	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	0	10	0	0	0
B3	10.08.05	0	2	0	0	0	2	0	0	0	75	0	1	0	0	1
B3	13.09.05	0	0	0	0	0	2	0	0	0	33	5	10	0	0	1
B3	12.10.05	0	2	0	0	0	2	0	0	0	48	0	4	0	0	0
B3	15.11.05	0	5	0	0	0	3	0	0	0	19	0	14	0	0	0
B3	13.12.05	0	11	0	0	0	2	0	0	0	29	1	39	0	0	1
B3	17.01.06	0	3	0	0	0	0	0	0	0	38	1	17	0	0	0

Tab. A5: Fortsetzung Gesamtabundanzen der gefangenen Taxa

Messstelle	Datum	Nematoda	Oligochaeta	Polychaeta	Acari	Insecta	Mikroturbellaria	Tardigra	Rotatoria	Amphipoda	Cyclopoida	Harpacticoida	Bathynellaeacea	Isopoda	Ostracoda	Nauplii
C1	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	0	0	0	0	0
C1	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	2
C1	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0
C1	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	2
C1	22.06.05	0	2	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	0	0	2
C1	19.07.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	0	0	0
C1	10.08.05	0	2	0	0	0	0	0	0	0	59	0	0	0	0	0
C1	13.09.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0	1
C1	12.10.05	0	2	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	2
C1	15.11.05	0	4	0	0	0	1	0	0	0	33	0	0	0	0	0
C1	13.12.05	0	4	0	0	0	0	0	0	0	9	0	4	0	0	0
C1	17.01.06	0	6	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0
C2	16.02.05	0	3	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
C2	17.03.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	2
C2	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	2
C2	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	2
C2	22.06.05	0	2	0	0	0	0	0	0	1	17	0	0	0	0	0
C2	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	1	0	0	1
C2	10.08.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
C2	13.09.05	0	5	0	0	2	0	0	0	2	16	0	2	0	0	0
C2	12.10.05	0	5	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	2
C2	15.11.05	0	7	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0
C2	13.12.05	1	0	0	0	8	0	0	0	0	15	0	0	0	0	2
C2	17.01.06	0	4	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	1
C3	16.02.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
C3	17.03.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
C3	18.04.05	0	1	0	0	2	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
C3	24.05.05	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
C3	22.06.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
C3	19.07.05	0	3	0	0	0	1	0	0	1	16	0	0	0	0	0
C3	10.08.05	1	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	1
C3	13.09.05	0	0	1	0	0	0	0	0	1	8	0	0	0	0	0
C3	12.10.05	0	1	0	0	6	0	0	0	0	14	0	1	0	0	3
C3	15.11.05	0	2	0	0	1	1	0	0	0	9	0	0	0	0	0
C3	13.12.05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
C3	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
11	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
11	22.06.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
11	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
11	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
12	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
12	18.04.05	1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
12	24.05.05	0	3	0	0	0	1	0	0	1	19	1	1	0	0	0
12	22.06.05	0	0	2	0	0	2	0	1	1	9	0	0	0	0	0
12	19.07.05	0	1	1	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
12	10.08.05	0	1	0	0	0	2	0	0	9	4	0	0	1	0	0
13	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	12	3	1	0	0	0	0
13	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0
13	24.05.05	5	0	0	0	0	0	0	0	18	1	0	0	0	0	0
13	22.06.05	1	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0	0
13	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	7	3	0	0	0	0	0
13	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	8	6	0	0	0	0	0
14	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
14	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
14	24.05.05	6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0
14	22.06.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
14	19.07.05	2	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
14	10.08.05	4	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
15	17.03.05	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
15	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0
15	24.05.05	50	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
15	22.06.05	200	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	1
15	19.07.05	150	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
15	10.08.05	163	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
80	17.03.05	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8	33	0	0	0
80	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	135	0	0	0
80	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0
80	22.06.05	0	2	0	0	3	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0
80	19.07.05	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	7	0	0	0
80	10.08.05	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0

Tab. A6: Gesamtabundanzen der gefundenen Arten und Copepoditen

Messtelle	Datum	<i>Troglochaetus beranecki</i>	<i>Pseudocandona pratensis</i>	<i>Niphargus kochianus</i>	<i>Proasellus walteri</i>	<i>Bathynella freiburgensis</i>	<i>Eucyclops serrulatus</i>	<i>Acanthocyclops venustus</i>	<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Diacyclops biscuspidatus</i>	<i>Diacyclops languidoideus</i>	<i>Diacyclops languidus</i>	<i>Graeteriella unisetigera</i>	<i>Bryocamptus spec</i>	<i>Chappuisius singeri</i>	<i>Paratenocaris spec</i>	<i>Cyclopoida juvenil</i>	<i>Acanthocyclops juvenil</i>	<i>Diacyclops juvenil</i>	<i>Eucyclops juvenil</i>	<i>Graeteriella juvenil</i>
A1	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
A1	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
A1	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0	12	0	0	0	0
A1	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	6	0	2	1	0
A1	22.06.05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0
A1	19.07.05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	0	0	0	0	0	37	0	0	0	0
A1	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0
A1	13.09.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	9	0	0	0	0
A1	12.10.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	2	0	0	0	12	0	0	0	0
A1	15.11.05	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
A1	13.12.05	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	3	0	0	0	0
A1	17.01.06	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0
A2	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0
A2	22.06.05	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0
A2	19.07.05	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
A2	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0
A2	13.09.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
A2	12.10.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0
A2	15.11.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
A2	13.12.05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
A2	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A3	16.02.05	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
A3	17.03.05	0	18	0	0	2	1	0	0	0	4	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
A3	18.04.05	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
A3	24.05.05	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
A3	22.06.05	0	6	0	0	0	5	0	0	0	10	0	1	0	0	0	10	0	0	0	0
A3	19.07.05	0	3	0	0	0	1	0	0	0	8	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0
A3	10.08.05	0	3	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
A3	13.09.05	0	1	0	0	4	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
A3	12.10.05	0	3	0	0	0	2	0	0	0	10	0	1	0	1	0	10	0	0	0	0
A3	15.11.05	0	3	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
A3	13.12.05	0	7	0	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
A3	17.01.06	0	4	0	0	3	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0
B1	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B1	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
B1	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0
B1	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
B1	22.06.05	0	0	1	0	0	0	0	0	0	26	0	1	0	1	0	41	0	0	0	0
B1	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	5	0	1	0	11	0	1	0	0
B1	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0
B1	13.09.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	2	0	0	0	29	0	0	0	0
B1	12.10.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	9	0	0	0	7	0	0	0	0
B1	15.11.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
B1	13.12.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0
B1	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0
B2	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	1
B2	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	4	0	1	0	0	0	1
B2	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	5
B2	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	4
B2	22.06.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	36	0	3	0	42	0	5	0	0
B2	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	38	0	0	0	0	8	0	2	0
B2	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	6	0	0	0	19	0	0	0	0
B2	13.09.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	3	0	0	0	12	0	0	0	0
B2	12.10.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	1	0	0	0	5	0	0	0	0
B2	15.11.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	2	0	0	0	11	0	0	0	0
B2	13.12.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	1	0	2	0	11	0	0	0	0
B2	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
B3	16.02.05	0	0	0	0	3	0	0	0	0	11	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
B3	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	1	1	0	0	0	10	0	0	0	0
B3	18.04.05	0	0	0	0	10	0	0	0	0	34	0	0	0	1	0	6	0	0	0	0
B3	24.05.05	0	0	0	0	6	0	0	0	0	13	0	0	0	3	0	12	0	0	0	0
B3	22.06.05	0	0	0	0	14	0	0	0	0	25	0	1	0	0	0	22	0	0	0	0
B3	19.07.05	0	0	0	0	10	0	0	0	0	32	0	8	0	0	0	64	0	0	0	0
B3	10.08.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	42	0	1	0	0	0	28	0	0	0	0
B3	13.09.05	0	0	0	0	10	0	0	0	0	19	0	2	0	5	0	12	0	0	0	0
B3	12.10.05	0	0	0	0	4	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0
B3	15.11.05	0	0	0	0	14	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
B3	13.12.05	0	0	0	0	39	0	0	0	0	21	0	2	0	1	0	6	0	0	0	0
B3	17.01.06	0	0	0	0	17	0	0	0	0	24	0	2	0	0	0	12	0	0	0	0

Tab A6: Fortsetzung Gesamtabundanzen der gefundenen Arten und Copepoditen

Messstelle	Datum	<i>Troglochaetus beranecki</i>	<i>Pseudocandona pratensis</i>	<i>Niphargus kochianus</i>	<i>Proasellus walteri</i>	<i>Bathynella freiburgensis</i>	<i>Eucyclops serrulatus</i>	<i>Acanthocyclops venustus</i>	<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Diacyclops biscuspidatus</i>	<i>Diacyclops languidoides</i>	<i>Diacyclops languidus</i>	<i>Graeteriella unisetigera</i>	<i>Bryocamptus spec</i>	<i>Chappuisius singeri</i>	<i>Paratenocaris spec</i>	<i>Cyclopoida juvenil</i>	<i>Acanthocyclops juvenil</i>	<i>Diacyclops juvenil</i>	<i>Eucyclops juvenil</i>	<i>Graeteriella juvenil</i>
C1	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0
C1	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0
C1	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0
C1	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
C1	22.06.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0
C1	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0	3	0	0	0	29	0	0	0	0
C1	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	23	0	0	0	0
C1	13.09.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
C1	12.10.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
C1	15.11.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0
C1	13.12.05	0	0	0	0	4	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
C1	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
C2	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
C2	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
C2	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
C2	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
C2	22.06.05	0	0	1	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
C2	19.07.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
C2	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
C2	13.09.05	0	0	2	0	2	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
C2	12.10.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	2	0	0	0	23	0	0	0	0
C2	15.11.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0
C2	13.12.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
C2	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
C3	16.02.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C3	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
C3	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
C3	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C3	22.06.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
C3	19.07.05	0	0	1	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
C3	10.08.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
C3	13.09.05	1	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
C3	12.10.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0
C3	15.11.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
C3	13.12.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
C3	17.01.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	18.04.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	24.05.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	22.06.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	19.07.05	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	10.08.05	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	17.03.05	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
12	18.04.05	0	0	3	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	24.05.05	0	0	1	0	1	0	12	0	0	2	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0
12	22.06.05	2	0	1	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
12	19.07.05	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
12	10.08.05	0	0	9	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
13	17.03.05	0	0	12	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	2	0	0
13	18.04.05	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	24.05.05	0	0	18	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	22.06.05	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	19.07.05	0	0	7	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
13	10.08.05	0	0	8	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
14	17.03.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
14	18.04.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	24.05.05	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	22.06.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
14	10.08.05	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	17.03.05	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
15	18.04.05	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
15	24.05.05	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
15	22.06.05	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	19.07.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
15	10.08.05	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
80	17.03.05	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
80	18.04.05	0	0	0	0	135	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
80	24.05.05	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
80	22.06.05	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
80	19.07.05	0	0	0	0	7	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
80	10.08.05	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0